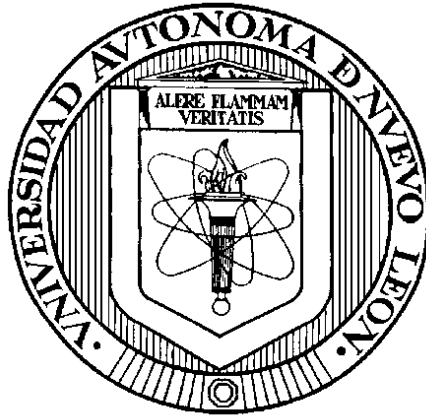


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**



TESIS

**DESARROLLO DE UN MODELO MATEMÁTICO PARA LA PROPUESTA
Y EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE REDUCCIÓN DEL CONSUMO
ELÉCTRICO EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO POR LODOS
ACTIVADOS**

POR

ING. JOSÉ RICARDO ALTAMIRANO ABRAHAM

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA
AMBIENTAL**

ENERO, 2020

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**



TESIS

**DESARROLLO DE UN MODELO MATEMÁTICO PARA LA PROPUESTA Y
EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE REDUCCIÓN DEL CONSUMO
ELÉCTRICO EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO POR LODOS ACTIVADOS**

POR

ING. JOSÉ RICARDO ALTAMIRANO ABRAHAM

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**DIRECTOR DE TESIS
DR. CARLOS JOEL ÁBREGO GÓNGORA**

**CO-DIRECTOR DE TESIS
DR. ARQUÍMEDES CRUZ LÓPEZ**

**ASESOR
DR. BENJAMÍN LIMÓN RODRÍGUEZ**

ENERO, 2020

Contenido

I.	Introducción.....	5
I.1.	Problemática de las aguas residuales	6
I.2.	Tecnologías Existentes para el tratamiento de Aguas Residuales	7
I.3.	El Proceso de Lodos Activados (PLA)	7
I.4.	Aireación y consumo de electricidad	9
I.5.	Modelación del proceso de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales	10
II.	Antecedentes	12
III.	Objetivos	17
III.1.	Objetivo general	17
III.2.	Objetivos específicos.....	17
IV.	Hipótesis	18
V.	Justificación.....	18
VI.	Metodología	20
VI.1.	Descripción general de la PTAR estudiada.	20
VI.2.	Evaluación de las variaciones cuantitativas y cualitativas	21
VI.3.	Selección o Propuesta del modelo	29
VI.4.	Determinación de los escenarios de variación	30
VI.5.	Análisis estadístico de la reducción del consumo eléctrico	31
VI.6.	Propuesta de actividades necesarias para implementar en la PTAR el enfoque sistemático de aireación.	31
VII.	Resultados y discusión.....	33
VII.1.	Resultados del objetivo 1.	33
VII.2.	Resultados del objetivo 2	44
VII.3.	Resultados objetivo 3	50
Resultados Objetivo 4	53
Resultados Objetivo 5	55
VIII.	Conclusiones y recomendaciones	58
IX.	Bibliografía	60

Índice de Tablas

Tabla 1.- Modelos International Water Association (PLA)	16
Tabla 2.- Parámetros a analizar, punto de muestreo y frecuencia de muestreo por temporada de muestreo	23
Tabla 3.- Normas Mexicanas correspondientes a los parámetros determinados	24
Tabla 4.- Infraestructura disponible en el Instituto de Ingeniería Civil, UANL	24
Tabla 5.- Resumen de determinaciones Lab. Ingeniería Ambiental de servicio al público	26
Tabla 6.- Resumen de determinaciones Lab. Fisicoquímica	26
Tabla 7.- Resumen de Pruebas no paramétricas "Época estiaje" [3 Muestras independientes]	37
Tabla 8.- Resumen de Pruebas no paramétricas "Época de lluvia" [K Muestras independientes]	39
Tabla 9.- Resumen de Pruebas no paramétricas "Época de Lluvia" [2 Muestras independientes]	42
Tabla 10.- ASM1, Componentes y Parámetros Cinéticos y Estequiométricos ...	45
Tabla 11.- Parámetros modelo empleado y valores de calibrados	47

Índice de Figuras

Figura 1.- Metodología general de esta investigación.....	20
Figura 2.- Planta Norte de la Zona Metropolitana de Monterrey.	21
Figura 3.- Obtención de variaciones cuantitativas y cualitativas	22
Figura 4.- Esquema básico del proceso de tratamiento de Lodos activados en la PTAR de estudio.....	23
Figura 5.- Variación de la DQO en el Afluyente a la PTAR "Época de estiaje" ...	34
Figura 6.- Variación de la DQO en el Afluyente a la PTAR "Época de lluvia"	35
Figura 7.- Variación de NH_3 en el Punto 1 (Afluyente al reactor aerobio) "Época de estiaje"	35
Figura 8.- Variación de NH_3 en el Punto 1 (Afluyente al reactor aerobio) "Época de lluvia"	36
Figura 9.- Interfaz del modelo dinámico del proceso de lodos activados generado en Simulink, MATLAB.....	47
Figura 10.- Dinámica de la DQO (estimación del modelo vs datos medidos) ...	48
Figura 11.- Dinámica de la DBO (estimación del modelo vs datos medidos) ...	48
Figura 12.- Dinámica de X_{BH} (estimación del modelo vs datos medidos)	49
Figura 13.- Dinámica de OD (estimación del modelo vs datos medidos).....	49
Figura 14.- Dinámica de NH_3 (estimación del modelo vs datos medidos)	50
Figura 15.- Afluyente a la PTAR (Enero) [Caudal].....	51
Figura 16.- Afluyente a la PTAR (Enero) [DQO]	52
Figura 17.- Escenario de variación [Caudal] Afluyente a la PTAR (Enero-Diciembre).....	53
Figura 18.- Potencia de aireación requerida [Modelo DQO]	54
Figura 19.- Potencia de aireación requerida [Modelo DBO].....	55
Figura 20.- Escenarios de Flujos máxicos [Modelo DQO]	56
Figura 21.- Escenarios de Flujos máxicos [Modelo DBO].....	56

I. Introducción

Las aguas residuales son: “Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas” NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 2017).

El incremento sostenido de las aguas residuales en los núcleos urbanos e industriales del país ha dado origen a diversos estudios sobre control y prevención de la contaminación tendientes a solucionar los crecientes problemas como el que presenta la contaminación de cuerpos receptores de agua, ocasionada principalmente por descargas municipales e industriales (Torres Cáceres, 1994).

De acuerdo con Metcalf y Eddy (1996), si se permite la acumulación y estancamiento del agua residual, la descomposición de la materia orgánica contenida puede generar grandes cantidades de gases mal olientes y la presencia de grandes cantidades de microorganismos patógenos causantes de enfermedades, los cuales habitan en el aparato intestinal humano, o que pueden estar presentes en algunos residuos industriales. El tratamiento de aguas residuales surge de la necesidad de reducir la cantidad de contaminantes que se liberan al ambiente por las descargas antes mencionadas y, por lo tanto, ayudan a controlar la contaminación de las fuentes de agua y a producir efluentes con características de calidad que permiten su reutilización en: riego agrícola, aseo de edificios y/o de equipos en la industria, etc.

Las aguas residuales de los pueblos, comunidades urbanas y ciudades deben ser estabilizadas (depuradas) antes de ser conducidas y descargadas en los cuerpos receptores. La compleja pregunta acerca de ¿Cómo deben ser removidos los contaminantes de las aguas residuales para proteger el entorno y hasta qué nivel de tratamiento?, precisa a una respuesta específica en cada caso concreto. Ello requiere del análisis de las condiciones y necesidades locales, de la experiencia previa de las tecnologías, junto con la aplicación del conocimiento científico, así como del cumplimiento de las Leyes, Reglamentos y condiciones particulares de descarga aplicables (Metcalf y Eddy, 2003).

La ingeniería sanitaria es la rama de la ingeniería ambiental que aplica los principios básicos de la ciencia y de la ingeniería a los problemas del control de la contaminación de los cuerpos y corrientes de agua; su objetivo final es la gestión de las aguas residuales, lo que implica la protección del medio ambiente, empleando las medidas necesarias conforme a las posibilidades e inquietudes económicas, sociales y políticas (Metcalf y Eddy, 1996).

En la mayoría de las ocasiones, los cuerpos receptores de los residuos líquidos son incapaces de degradar o remover el total de la carga contaminante. Por este motivo, las aguas residuales deben recibir un tratamiento adecuado, tal que garantice la preservación de dichos cuerpos receptores; disminuyendo, controlando o eliminando aquellos elementos que alteran las condiciones originales del recurso.

De acuerdo con Díaz Ruíz (2013), el tratamiento de aguas residuales consiste en una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes en el agua, los cuales son producto de las actividades humanas. El objetivo del tratamiento es producir efluentes aptos para ser reutilizados, así como subproductos o residuos sólidos estabilizados (también llamados biosólidos o lodos digeridos), con características convenientes para su disposición o reúso.

I.1. Problemática de las aguas residuales

El crecimiento demográfico y su consecuente generación de volúmenes de aguas residuales cada vez mayores, sobre todo en las zonas urbanas, están provocando serias alteraciones ecológicas que paulatinamente deterioran los recursos y servicios ecosistémicos.

Exposición y Riesgos

Castro y Pérez (2009), afirman que la insuficiente infraestructura con que se cuenta para el tratamiento de las aguas residuales, aunado al inadecuado manejo de aguas crudas, representan un serio riesgo no solo a los habitantes de las zonas marginadas (por donde generalmente fluyen dichas aguas a cielo abierto), sino a la sociedad en su conjunto. Los peligros ambientales asociados a esta problemática pueden generar un amplio abanico de efectos sobre la salud, los cuales variaran en: tipo, intensidad y magnitud (según la clase de peligro), el nivel de exposición y el número de afectados; además de provocar alteraciones en la biodiversidad y, por lo tanto, en los ecosistemas acuáticos, lo cual repercute en

perjuicios al ser humano, debido a la alteración de las redes tróficas y los ciclos biogeoquímicos.

La problemática mencionada hace necesario enfatizar la importancia del tratamiento de las aguas residuales, garantizando el cumplimiento de la normativa aplicable y/o su inocuidad ambiental.

I.2. Tecnologías Existentes para el tratamiento de Aguas Residuales

Existe una gran variedad de operaciones y procesos unitarios para el tratamiento de aguas residuales, estos se componen por tres grandes grupos de tratamiento; primario, secundario y terciario. Los componentes individuales de tratamiento se clasifican en operaciones físicas y procesos químicos o biológicos unitarios, los cuales se seleccionan de acuerdo a sus funciones y a las características del flujo a depurar; formando arreglos o series de elementos, dando lugar a los sistemas (trenes) de tratamiento de aguas residuales.

El tratamiento secundario es una parte muy importante en la depuración de las aguas residuales, ya que es donde por medio de microorganismos (biomasa), se remueve la materia orgánica contenida en el agua residual. Esta etapa puede llevarse a cabo de forma aerobia o anaerobia y la biomasa puede estar suspendida o adherida a algún medio.

La tecnología comúnmente utilizada para el tratamiento de las aguas residuales, tanto para descargas municipales como industriales, es el proceso de lodos activados, con aplicaciones que van desde pequeñas plantas paquete, hasta grandes instalaciones que brindan servicios a áreas metropolitanas (Jenkins, 2014).

I.3. El Proceso de Lodos Activados (PLA)

De acuerdo con Metcalf y Eddy (2003), el proceso básico de tratamiento por lodos activados consta de los siguientes tres componentes: (1) un reactor con aireación artificial, en el que los microorganismos responsables del tratamiento se mantienen en suspensión y contacto con el agua residual; (2) unidad de separación de sólidos-líquidos, generalmente en un tanque de sedimentación; y (3) un sistema de recirculación y purga de lodos, para regresar y controlar la cantidad de microorganismos dentro del reactor aerobio.

En el PLA, el agua residual es vertida a un tanque con aireación artificial, en donde un consorcio de bacterias la metabolizan mediante el empleo de oxígeno en su respiración, generando como subproductos: dióxido de carbono, nuevas bacterias y agua; sin embargo, un porcentaje de bacterias muere, liberando su contenido celular, siendo una fracción de éste consumido por otras bacterias. A toda esta mezcla –floculenta– de agua residual y biomasa se le denomina licor mezclado y se cuantifica en base a su concentración de sólidos suspendidos (SSLM); posteriormente, por acción de la gravedad los flóculos bacterianos son separados del agua en un sedimentador, donde ésta es clarificada y los lodos sedimentados son recirculados al tanque de aireación, mientras el excedente de microorganismos, producto de la reproducción celular asociada al consumo del sustrato orgánico, son extraídos del proceso de tratamiento (purga de lodos en exceso) y enviados a un proceso externo de digestión (estabilización de lodos).

De acuerdo a lo establecido por Jenkins (2014), el proceso de lodos activados tiene cinco funciones básicas:

- 1) Suspensión de una mezcla floculenta de microorganismos, mediante agitación mecánica y/o aireación.
- 2) Oxidación de materia orgánica soluble y particulada mediante oxígeno o nitrato/nitrito para producir productos gaseosos y biomasa adicional.
- 3) Separación sólido-líquido para producir un efluente clarificado con una baja concentración de SST.
- 4) Retorno de sólidos de la zona de sedimentación de lodos hacia al reactor biológico de crecimiento suspendido.
- 5) Evacuación o purga del exceso de biomasa para mantener una concentración de microorganismos óptima en el reactor.

El PLA es muy flexible y se puede adaptar -a prácticamente- la totalidad de los problemas de tratamiento biológico (Metcalf y Eddy, 1996), a continuación, se presenta un listado donde se indican las principales variantes del PLA y modificaciones comúnmente utilizadas.

Principales variantes del Proceso de Lodos Activados:

- Convencional (flujo en pistón)
- Mezcla completa
- Aireación escalonada
- Aireación con alimentación escalonada
- Contacto y estabilización
- Aireación extendida

- Aireación de alta tasa
- Proceso Kraus
- Sistemas de oxígeno puro
- Zanjales de oxidación
- Reactor de lotes secuenciales (flujo discontinuo)
- Reactor de eje profundo (deep shaft)
- Nitrificación en una etapa
- Nitrificación en etapas separadas

En el diseño del proceso de lodos activados, es necesario tener en cuenta las siguientes variables:

- (1) Tipo de reactor, flujo y patrón de mezcla
- (2) Criterios de carga orgánica y volumétrica
- (3) Producción de lodos
- (4) Requerimiento y transferencia de oxígeno
- (5) Requerimiento de nutrientes
- (6) Control de organismos filamentosos
- (7) Características requeridas en el efluente

El tratamiento de aguas residuales municipales mediante procesos biológicos aerobios es el más difundido en el país (CONAGUA, 2016). Sin embargo, dada la reducida solubilidad del oxígeno y su baja velocidad de transferencia, la cantidad de oxígeno que se disuelve de manera natural en el agua a través de la interfase aire-agua, resulta insuficiente para satisfacer las necesidades de oxígeno del tratamiento aerobio, lo cual obliga a suministrar artificialmente aire al sistema (Mantilla, 2004), para ello existen en el mercado diversos sistemas y alternativas de aireación; su selección determina una parte muy importante del costo de operación de los sistemas de tratamiento.

I.4. Aireación y consumo de electricidad

De acuerdo con Jenkins (2014), los sistemas que distribuyen el aire de manera más uniforme en los reactores son los denominados “de cobertura total del piso”. Estos sistemas generalmente emplean difusores de poro fino, denominados así porque crean burbujas diminutas mediante membranas plásticas con pequeños poros u orificios; las que pueden ser tipo tubo, disco, placa, panel rectangular o tiras.

En cuanto al consumo de energía eléctrica asociado a la aireación artificial de los reactores aerobios, éste representa el principal costo en el tratamiento de aguas residuales. Se estima que puede alcanzar hasta el 75% de los costos de operación de las PTAR (Mantilla, 2004).

Debido al gran auge en la utilización del PLA en el tratamiento de aguas residuales, se han propuesto diferentes modelos matemáticos con la finalidad de evaluar de una manera más eficiente el comportamiento dinámico de dicho proceso, así como también tener un mejor control en las unidades que componen el tratamiento secundario de una PTAR. A continuación, se presenta una introducción general acerca de la aplicación de la modelación matemática aplicada al TAR mediante el PLA.

I.5. Modelación del proceso de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales

La modelación matemática es una herramienta cada vez más utilizada para diseñar, analizar, optimizar y realizar el control automático de plantas de tratamiento de aguas residuales (Padukone y Andrews, 1989). La mejora del conocimiento de los mecanismos del tratamiento de las aguas residuales ha permitido formular modelos matemáticos de creciente complejidad y la disponibilidad de herramientas de modelación cada vez más sofisticadas, facilita la investigación en el tratamiento de aguas residuales, principalmente en el sector académico (Ábrego Góngora, 2007).

Interés en la modelación

Las ventajas más destacadas del uso de modelos de tratamiento de aguas residuales son:

- Determinación del comportamiento dinámico de los sistemas de tratamiento.
- Evaluación de escenarios probables que permitan actualizar los sistemas de tratamiento.
- Analizar el diseño de nuevas PTAR ante condiciones variables.
- Apoyar la toma de decisiones.
- Desarrollar nuevos esquemas de control y operación de procesos.
- Proporcionar capacitación a los operarios.

Cabe resaltar que todas estas ventajas pueden lograrse sin poner en riesgo el funcionamiento del sistema de tratamiento real.

La modelación de procesos biológicos es también, un instrumento para describir y verificar los procesos cinéticos que intervienen en el tratamiento biológico de aguas residuales, y una herramienta para pronosticar – ante escenarios probables- el comportamiento de los procesos. La cual puede ser aplicable al diseño, evaluación y/o control de procesos de tratamiento (Escalas Cañellas, 2006; Amand *et al.*, 2013).

En función del número de componentes y procesos biológicos considerados, los modelos de los procesos de tratamiento varían en su complejidad; ya sea que se trate de modelos en estado estacionario o no estacionario (dinámicos), o bien, de los patrones de flujo o mezcla considerada en el proceso de reacción: concentraciones homogéneas o espacialmente variables (Ábrego Góngora, 2016).

Urdalen (2015), argumenta que independientemente de la configuración del sistema de tratamiento biológico, los modelos son herramientas útiles para investigar acerca de las siguientes características (se mencionan las principales):

- Calidad del efluente
- Requisitos de aireación
- Producción de lodos
- Concentración de SSLM en el reactor.
- Cantidades óptimas de flujo de recirculación y/o purga de lodos.

II. Antecedentes

Durante mucho tiempo, los procesos biológicos han jugado un papel muy importante en el tratamiento de aguas residuales urbanas gracias a su demostrada habilidad para eliminar un amplio rango de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos, ya que, comparados con procesos fisicoquímicos, son más sencillos y económicos de implementar (Cervantes *et al.*, 2006).

Desde su desarrollo en Reino Unido justo antes de la primera Guerra Mundial, el uso del proceso de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales ha pasado por diferentes etapas. Durante la etapa inicial, los ingenieros sanitarios únicamente desarrollaron criterios de diseño relativos a la carga orgánica, volúmenes necesarios de reactor biológico, etc. En una segunda fase de desarrollo de esta tecnología comenzaron a aplicarse ecuaciones cinéticas para describir los distintos fenómenos que tienen lugar en estos sistemas y finalmente, en una tercera fase caracterizada por el modelado matemático, se empezaron a aplicar los principios de la ingeniería química, obteniéndose grandes matrices de ecuaciones matemáticas que pueden manipularse gracias al desarrollo de los ordenadores (Eckenfelder y Grau, 1992).

Uno de los modelos más conocidos y utilizados para diseñar las plantas de tratamiento por lodos activados es el de McCarty y Lawrence (1970), consideran un régimen estacionario y la DBO como parámetro de caracterización. Este modelo es el expuesto en los libros clásicos de tratamiento de aguas, sin embargo, no permite pronosticar el comportamiento dinámico de las PTAR, ni determinar con exactitud la demanda de oxígeno y producción de lodos.

En los últimos años, se han logrado avances importantes en las teorías y prácticas de diseño de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, constituyendo claramente un parteaguas entre el enfoque clásico, muchas veces empírico, y las tendencias actuales asentadas en la formulación de modelos dinámicos más precisos; los últimos, presentan todas las ventajas de la simulación dinámica, una mayor exactitud en los pronósticos y diseños, eliminando las imprecisiones de los métodos clásicos.

La necesidad de pronosticar el funcionamiento de los sistemas de tratamiento ha llevado a numerosos autores a proponer modelos que describan matemáticamente los mecanismos biológicos de eliminación de materia orgánica, fósforo y nitrógeno. Puesto que las limitaciones en tiempo y dinero hacen que sea imposible probar todas las alternativas de tratamiento a escala piloto o laboratorio, se suelen utilizar modelos matemáticos para explorar las distintas

opciones de diseño. Éstos modelos permiten extrapolar los análisis a diferentes condiciones de operación, para seleccionar la alternativa más prometedora e implementarla a escala laboratorio o incluso en el sistema real, convirtiéndose en una poderosa herramienta para contribuir en el conocimiento de las complejas interacciones de los sistemas biológicos, conocer la respuesta dinámica del sistema ante distintas perturbaciones y variaciones en el afluente y con ello desarrollar estrategias de control, para optimizar la operación y el diseño de PTAR, o para mejorar la eficiencia del proceso (Ferrer *et al.*, 2008).

El desarrollo de los modelos dinámicos aplicados al tratamiento de aguas surge en 1960, sin embargo, las diversas contribuciones presentaban diferencias en mecanismos y notaciones, aún para procesos y componentes iguales; esta situación originó el establecimiento de la IAWPRC (*International Association on Water Pollution Research and Control*), actualmente denominada IWA, *International Water Association*, para llevar a cabo la unificación y consenso de los procesos biológicos encargados del tratamiento de agua residual, así como su notación (Grau *et al.*, 1982).

Los esfuerzos subsecuentes de la IAWPRC radicaron en homologar la forma de presentar los modelos y hacerlos evolucionar o ampliar progresivamente, de acuerdo con el avance científico a través de los años. Existen hoy cuatro generaciones de modelos de la IWA, el ASM1 original y su actualización el ASM3, capaces de evaluar la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación, así como el ASM2 y su versión modificada ASM2d que incluyen, además, la remoción biológica del fósforo.

La publicación en 1987 por parte de la IWA, del modelo matemático denotado como Activated Sludge Model No. 1 (Henze *et al.*, 1987), aportó un importante avance en la simulación de procesos convencionales de lodos activados. En 1995 se reanudaron los trabajos del grupo de estudio de la IWA y se publicó el ASM2, que está dirigido al comportamiento del fósforo. En 1999 hubo otras dos modificaciones con la aparición de la versión ASM2d (versión modificada del ASM2) y de la versión ASM3 (alternativa al ASM1). y Actualmente estos modelos han sido utilizados principalmente por la comunidad científica y académica.

En años recientes se ha implementado el uso de una alternativa muy eficaz para determinar el tiempo de aireación óptimo en el proceso de lodos activados, dicha alternativa consta de proponer diversos escenarios de aireación que satisfagan las necesidades de calidad de efluentes, al mismo tiempo que demande la menor cantidad de energía posible. Estos escenarios son generados a partir de la simulación de un modelo matemático calibrado y validado que trata de representar de la manera más real posible el comportamiento de dicho proceso.

La mayoría de estos modelos suelen ser simplificaciones o variaciones de los modelos propuestos por la IWA (tipo ASM), teniendo como ventaja principal que son modelos relativamente sencillos y fáciles de implementar además de no demandar un gran requerimiento de equipo de cómputo y tiempo de operación.

Una herramienta de uso común para evaluar estrategias de control en un modelo es el *IWA/COST Simulation Benchmark* (BSM1) (Copp, 2001), desarrollado para proporcionar un marco unificado para la evaluación de la estrategia de control; consistente en una implementación del Modelo de Lodos Activados No. 1 (ASM1) (Henze *et al.*, 1987). Posteriormente, Nopens *et al.* (2010) propusieron el BSM2, una extensión importante del BSM1 que abarca no solo el proceso de lodos activados sino también el tratamiento primario y el manejo de lodos.

Para evaluar el rendimiento un sistema de tratamiento, se han desarrollado diferentes índices: Copp *et al.* (2002) presentaron índices de desempeño para evaluar estrategias de control basadas en simulaciones en el BSM1; entre los cuales incluyen el índice de calidad del efluente, que integra la cantidad de contaminantes para el proceso con diferente ponderación dependiendo de su gravedad; así como los índices de costos de energía de aireación, energía de bombeo, etc. (Amand *et al.*, 2013).

La aplicación de métodos dinámicos de optimización requiere un modelo matemático suficientemente preciso. La simulación de los procesos biológicos en PTAR ha recibido considerable atención durante los últimos años. Hasta la fecha, el modelo más exitoso y el estándar industrial es el Modelo de lodos activados No. 1 (ASM1), propuesto por Henze *et al.* (1986). Sin embargo, a diferencia de ASM1, los modelos más nuevos aún no han sido completamente adoptados por la comunidad de tratamiento de aguas residuales. Hay varias limitaciones con ASM1 (este modelo está enfocado a la eliminación de carbono orgánico, la nitrificación y la desnitrificación, dejando a un lado el proceso de eliminación orgánica de fósforo, además de operar a pH constante y cercano a la neutralidad) pero su uso universal tanto en aplicaciones teóricas como prácticas hace que estas limitaciones sean menos críticas (Copp, 2000).

Chachuat *et al.* (2001), analizó la viabilidad de la optimización dinámica para una planta de tratamiento de lodos activados de tamaño pequeño y se demostró que el consumo de energía puede reducirse hasta en un 30% al optimizar la estrategia de aireación en comparación con los modos de funcionamiento habituales. Desarrollando el modelo ASM1, constando de 11 variables de estado y 20 parámetros.

Una aplicación importante de los modelos dinámicos consiste en la determinación de las secuencias de aireación, minimizando el consumo de energía satisfaciendo las restricciones normadas para el efluente; a lo cual se denomina optimización dinámica y consiste en determinar perfiles de entrada y/o parámetros para un sistema dinámico que optimiza su funcionamiento durante un período de tiempo de acuerdo con un índice de rendimiento especificado (Chachuat *et al.*, 2004).

Recientemente, Fracz (2016), trabajó con la implementación de un modelo de simulación por computadora para el proceso de lodos activados (PLA) de una planta de tratamiento de aguas residuales. El modelo se basó en ecuaciones no lineales, que dependen de las concentraciones y caudal, cuyos valores varían con el tiempo. El modelo ASM1R3 propuesto es una versión reducida del modelo ASM1 e involucra solo tres variables de estado. El modelo propuesto se caracteriza por una complejidad computacional relativamente baja y se puede aplicar con éxito como parte integral de los sistemas de control primordiales de la PTAR. Los estudios de simulación permitieron determinar el efecto de la concentración de oxígeno en los reactores sobre la reducción del nitrógeno amoníaco. Desde el punto de vista de optimizar el consumo de energía, es importante limitar la cantidad de aireación, que afecta el nivel de oxígeno en el reactor biológico. El modelo ASM1R3 presentado permite un control eficiente del proceso en la aireación de aguas residuales a la vez que mantiene un rendimiento constante a un nivel óptimo. Además, se reducen las emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera al disminuir la demanda de electricidad utilizada en el proceso de aireación dentro del biorreactor, la aplicación de este modelo permitió reducir los costos de operación entre un 10% y un 40%.

Uno de los trabajos más recientes en materia de optimización de sistemas de aireación en el tratamiento de aguas residuales es el de Zhu *et al.* (2017), su aportación fue la de ofrecer opciones de actualización para el actual proceso de aireación por medio de eliminación de nutrientes biológicos (BNR) a gran escala aplicando diferentes estrategias de control en el tanque aerobio, lo que se logró mediante la simulación basada en el modelo ASM1 calibrado; Lo cual llevaron a cabo de la siguiente manera: primero, se implementó un controlador proporcional-integral del amoníaco como estructura básica de control para ajustar la tasa de flujo de aire en términos de la concentración de amoníaco efluente; luego, para mejorar la confiabilidad y el rendimiento del sistema de control, se agregó un controlador anticipativo en los compartimientos frontales del tanque aeróbico. Los resultados de su investigación muestran que, para lograr una buena calidad de efluentes y ahorro de energía, una estructura de retroalimentación mucho más simple es suficiente para la actualización del actual proceso de aireación.

En los modelos actuales predomina el enfoque propuesto por la IWA, ya que presentan una gran cantidad de variables y parámetros poco usuales en los sistemas de tratamiento de los países en desarrollo, haciendo que su implementación no sea económicamente factible; además, involucran una gran cantidad de procesos que hacen complicada la simulación en las PTAR que actualmente se encuentran operando en México. Por lo tanto, existe la necesidad de desarrollar modelos dinámicos que incluyan las variables que normalmente son medidas en los laboratorios de las plantas de tratamiento de aguas residuales del país y poder contar una herramienta que nos ayude a describir y verificar los procesos cinéticos que intervienen en la depuración de las aguas residuales, con la capacidad de poder pronosticar el comportamiento de los sistemas de tratamiento ante diferentes combinaciones de caudales y concentraciones en el afluente a las PTAR.

A continuación, se presenta una tabla con los modelos más empleados en el proceso de lodos activados, todos y cada uno de ellos cuentan con diversas restricciones y enfoques, así como también diversas variables de estado y procesos.

Tabla 1.- Modelos International Water Association (PLA)

Modelo	Referencia	Variables de estado	Procesos
ASM1 (<i>Activated Sludge Model 1</i>)	Henze <i>et al.</i> (1987)	13 variables	8 procesos
ASM2 (<i>Activated Sludge Model 2</i>)	Henze <i>et al.</i> (1995)	19 variables	19 procesos
ASM2d (<i>Activated Sludge Model 2d</i>)	Henze <i>et al.</i> (1999)	19 variables	21 procesos
ASM3 (<i>Activated Sludge Model 3</i>)	Gujer <i>et al.</i> (1999)	13 variables	12 procesos
RASM1 (<i>Reduced Activated Sludge Model 1</i>)	Gómez-Quintero (2002)	11 variables	4 procesos

III. Objetivos

III.1. Objetivo general

Reducir el consumo eléctrico asociado a la aireación en procesos de lodos activados, mediante la modelación dinámica de la biodegradación del agua residual, ante escenarios de variación típica del afluente.

III.2. Objetivos específicos

- Objetivo III.1.1 Evaluar las variaciones cuantitativas y cualitativas en a) afluente a la PTAR, b) efluente sedimentador primario, c) reactor biológico y d) efluente sedimentador secundario.

- Objetivo III.1.2 Desarrollar un modelo dinámico del proceso de degradación aerobia, capaz de reproducir el comportamiento de las variables que comúnmente se determinan en los laboratorios de las PTAR de nuestro país.

- Objetivo III.1.3 Determinar los escenarios de variación del afluente al reactor biológico y la potencia de aireación requerida para la depuración biológica del agua residual.

- Objetivo III.1.4 Evaluar estadísticamente la reducción en el consumo eléctrico requerido para los escenarios probables del afluente, en comparación con la energía eléctrica consumida actualmente en la PTAR.

- Objetivo III.1.5 Proponer el conjunto de actividades para que los resultados de la investigación puedan ser implementados a escala real en la PTAR.

IV. Hipótesis

La descripción del comportamiento dinámico de un reactor biológico para el tratamiento de aguas residuales permitirá reducir la energía requerida para aireación, en función de la variabilidad cuantitativa y cualitativa del afluente al sistema de tratamiento.

V. Justificación

Para evitar la contaminación de los cuerpos receptores en México, una de las prioridades es el tratamiento de las aguas residuales municipales. La descarga en cuerpos receptores está reglamentada por la Ley Federal de Derechos con base en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, en la cual se establecen con precisión los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

La aplicación de la normativa mencionada ha generado una fuerte demanda de infraestructura de saneamiento a nivel nacional, lo cual se traduce en la necesidad de analizar rápidamente diversas alternativas de solución para el tratamiento de aguas residuales.

Actualmente la mayoría de las plantas depuradoras de aguas residuales en el país no operan de manera adecuada, teniendo una baja eficiencia y como consecuencia, no se cubre la demanda del caudal que necesita tratamiento previo a su descarga a los cuerpos receptores (CONAGUA, 2016); por lo tanto, es imperativo incidir en la adecuada operación y optimización de la eficiencia de las PTAR que actualmente se encuentran en funcionamiento en el país.

Cabe resaltar que, aunado a lo anterior, recientemente (el 05 de enero) se publicó en el Diario Oficial de la Federación un proyecto de modificación de la NOM-001-SEMARNAT-1996, en el cual se proponen límites mucho más exigentes en cuanto a las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores (PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017); de resultar procedente dicho proyecto de modificación, muy probablemente se generaría una situación considerablemente preocupante, sobre todo para los organismos operadores de los sistemas de tratamiento de aguas municipales, ya que como se menciona en el párrafo anterior, actualmente se tienen problemas para cumplir con los límites de la NOM-001- SEMARNAT-

1996; por lo tanto, más difícil será alcanzar los estándares propuestos en la modificación a dicha norma.

Para hacer frente a la problemática actual y a la que podría suscitarse (en caso de aprobarse el proyecto de modificación de la norma), una alternativa factible para conocer el comportamiento de los sistemas de tratamiento ante las variaciones cuantitativas y cualitativas del afluente es la modelación matemática; la cual también nos aportaría fundamentos para llevar a cabo las reingenierías necesarias, tanto en infraestructura como en cuestiones de operación, para producir efluentes que no contaminen los cuerpos receptores, o bien, que sean aptos para ser reutilizados, lo cual sería aún mejor.

Por lo anteriormente expuesto, existe la necesidad de desarrollar un modelo matemático capaz de determinar –en condiciones dinámicas (estado no estacionario)– el comportamiento de las variables que son generalmente medidas en los laboratorios de las PTAR de México y poder contar con una herramienta científica que ayude a describir y verificar los procesos cinéticos que intervienen en el tratamiento biológico de las aguas residuales, así como también pronosticar el comportamiento de dichos procesos ante los escenarios de variación que generalmente ocurren en el afluente a las PTAR.

La realización del presente proyecto de investigación proporcionará la caracterización de las variaciones típicas en el afluente para diferentes periodos estacionales, lo cual servirá para determinar, en condiciones dinámicas, la potencia de aireación requerida para la degradación de la materia orgánica y nitrógeno presentes en el agua residual; resultando de ello beneficios ambientales, ahorros económicos y contribuciones científicas. Justificación Ambiental: prevención y control de la contaminación de cuerpos receptores, así como la disminución de las emisiones de CO₂ asociadas al ahorro en el consumo de electricidad generada mediante combustibles fósiles; Justificación Económica: los ahorros en consumo eléctrico implicarán disminuciones en el costo final de tratamiento de los sistemas de depuración; Justificación Científica: una de las principales aportaciones del presente proyecto de investigación será la propuesta de un modelo matemático (no estacionario) sencillo e innovador, compuesto de las variables que comúnmente se monitorean en las PTAR de nuestro país; sin la necesidad de implementar técnicas sofisticadas de análisis y caracterización de las aguas residuales, situación que predomina en los modelos desarrollados por la IWA (Asociación Internacional del Agua) y que no es factible para los organismos operadores de las PTAR municipales.

VI. Metodología

Para lograr los objetivos (general y específicos) planteados en este proyecto de investigación, en la Figura 1 se presenta a manera de diagrama de flujo, la metodología general que se seguirá a lo largo del estudio.

El estudio de caso que se analizará en esta investigación corresponde a la Planta de tratamiento de aguas residuales Norte de la Zona Metropolitana de Monterrey (Planta Norte), la cual es administrada por Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey I.P.D. (SADM).

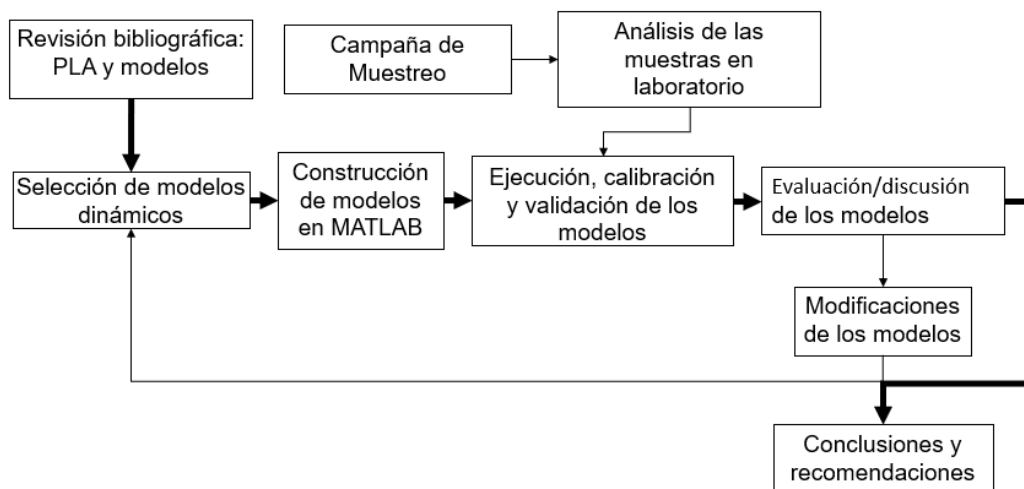


Figura 1.- Metodología general de esta investigación

VI.1. Descripción general de la PTAR estudiada.

La PTAR estudiada se encuentra ubicada en la Carretera a Colombia, km 4.5, Col. Las Malvinas, Escobedo, Nuevo León. Inicia operaciones en agosto de 1995 con una capacidad de 2,500 l/s, actualmente cuenta con una capacidad de 3,000 l/s y maneja un caudal tratado de 2,394.9 l/s.

El Arreglo que presenta es el siguiente: bombeo de afluente, pre-tratamiento, en donde son removidos sólidos bastos (basura con densidad similar a la del agua) y arenas (sólidos suspendidos de alta densidad), además de elevar el agua, en su caso, para facilitar el flujo por gravedad (bombeo de influente). El proceso continúa con un tratamiento primario, que consiste en la sedimentación primaria

del agua residual, en donde se remueve una gran parte de los sólidos suspendidos, incluyendo una importante fracción de materia orgánica particulada. Posteriormente el agua sedimentada (o sin sedimentar), ingresa al tratamiento secundario, que consiste en un proceso de lodos activados, incluyendo el reactor biológico, el clarificador secundario, el sistema de retorno de lodos, la purga de lodos y el sistema de aeración y finalmente una desinfección del efluente. El cuerpo receptor de las descargas de esta planta es el Río Pesquería.



Figura 2.- Planta Norte de la Zona Metropolitana de Monterrey.

VI.2. Evaluación de las variaciones cuantitativas y cualitativas

Para evaluar las variaciones cuantitativas y cualitativas en la planta en estudio se realizaron dos campañas de muestreo, con el fin de obtener datos que nos ayuden a tener un mejor conocimiento del comportamiento de los reactores biológicos que actualmente se encuentran en función en la PTAR Norte de la Zona Metropolitana de Monterrey.

A manera de esquema se presenta la siguiente figura en la cual describe de manera general la obtención de las variaciones cuantitativas y cualitativas del proyecto.

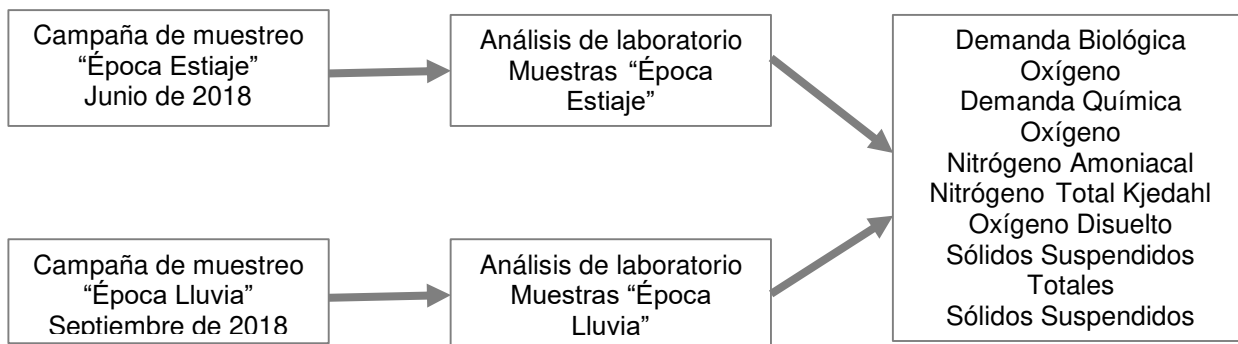


Figura 3.- Obtención de variaciones cuantitativas y cualitativas

1. La primera etapa fue la campaña de muestreo en temporada de estiaje y posteriormente en temporada de lluvias. En estas campañas se enfatizó en el seguimiento al comportamiento del afluente a la PTAR: Caudales horarios y concentraciones de *SST*, *SSV*, *DQO*, *DQOs*, *DBO₅*, *Tw* y *OD*. Se llevó a cabo durante 3 días continuos para cada temporada, comprendiendo un periodo del 12 de junio de 2018 a 15 de junio de 2018 para la época de estiaje y para la época de lluvia comprendió un periodo del 25 de septiembre a 28 de septiembre.

Dicho monitoreo tuvo el objetivo de determinar las variaciones horarias y estacionales en el afluente a la PTAR; este seguimiento aportó información valiosa acerca del comportamiento de los reactores ante las fluctuaciones de las variables antes mencionadas en el afluente.

2. La segunda etapa consistió en realizar el monitoreo de 5 puntos específicos del proceso de tratamiento secundario de la PTAR objeto de estudio; para ello se obtuvieron muestras simples cada 3 horas, durante 3 días consecutivos por temporada. En la Figura 4, se presenta un esquema básico del tratamiento secundario que se utiliza en el sitio de estudio.

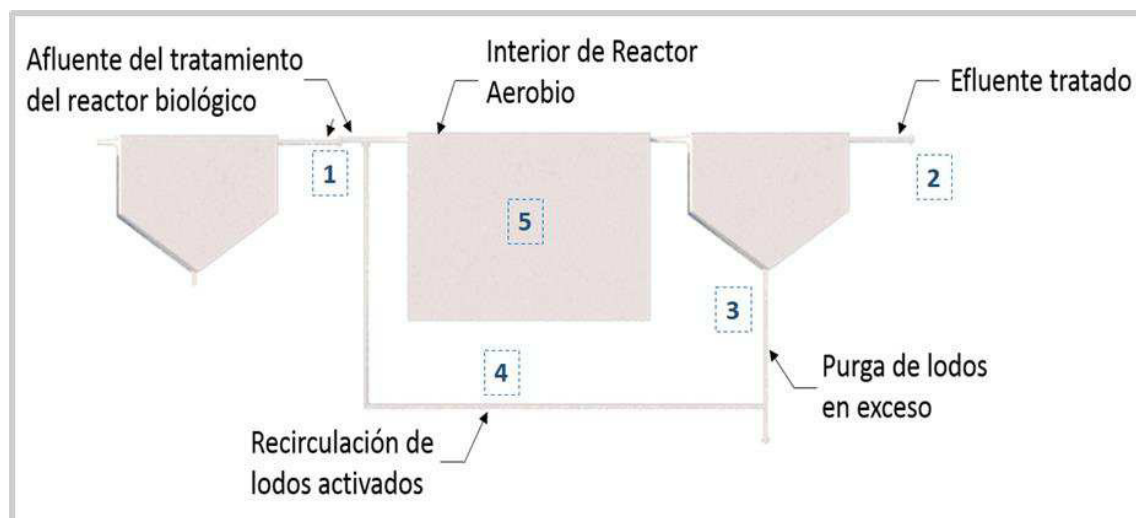


Figura 4.- Esquema básico del proceso de tratamiento de Lodos activados en la PTAR de estudio

En estos 5 puntos de muestreos antes mencionado se llevó acabo la recolección de las muestras correspondientes a ambas campañas de muestreo, respetando sus diferentes épocas de monitoreo (junio y septiembre de 2018).

En la siguiente tabla se encuentran los parámetros a analizar, así como también los diversos puntos de muestreo y frecuencia de éstos.

Tabla 2.- Parámetros a analizar, punto de muestreo y frecuencia de muestreo por temporada de muestreo

Temporada	Punto de Muestreo	Parámetros a analizar	Frecuencia
Estiaje/Lluvia	Afluente a la PTAR	Q (horarios), SST, SSV, DQO, DQOs, DBO, NH ₃ , NTK, OD	1 MS c/3h*
	Punto 1 (Afluente del tratamiento del reactor biológico)	SST, SSV, DQO, DQOs, DBO, NH ₃ , NTK	1MS c/3h*
	Punto 2 (Efluente Tratado)	SST, SSV, NH ₃ , NTK, NO ₂ , NO ₃ , DQO, DQOs	1MS c/3h*
	Punto 3 (Purga de Lodos en exceso)	SST, SSV	1MS c/3h*
	Punto 4 (Recirculación de Lodos Activados)	Q	1 MS c/3h*
	Punto 5 (Interior del Reactor Aerobio)	SSTLM, SSVLM	1MS c/3h*

*ms: muestra simple cada 3 horas durante 3 días consecutivos.

En resumen, se obtuvieron un total de 112 muestras diarias, generando un total de 336 muestras por campaña, distribuidas de la siguiente manera: Afluente PTAR (32 muestras diarias), Punto 1 Afluente del tratamiento del reactor biológico (32 muestras diarias), Punto 2 Efluente tratado (32 muestras diarias), Punto 3 Purga de lodos en exceso (8 muestras diarias) y Punto 5 Interior reactor aerobio (8 muestras diarias).

Una vez obtenidas las muestras correspondientes para cada campaña de muestreo se realizaron los análisis de laboratorio correspondientes a cada parámetro, esto con base en las Normas Mexicanas que describen el procedimiento a seguir para la recolección, preservación, almacenamiento y determinación de concentraciones. En la siguiente tabla se presentan las técnicas analíticas empleadas para cada parámetro determinado. (véase Tabla 3).

Tabla 3.- Normas Mexicanas correspondientes a los parámetros determinados

PARÁMETRO	TÉCNICA ANALÍTICA EMPLEADA
DBO	NMX-AA-028-SCFI-2001
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2012
Nitrógeno Amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2010
Nitrógeno Total Kjeldahl	NMX-AA-026-SCFI-2010
Oxígeno Disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001
Sólidos Suspendidos Totales	NMX-AA-034-SCFI-2015
Sólidos Suspendidos Volátiles	NMX-AA-034-SCFI-2015
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2013
Nitratos	NMX-AA-082-1986
Nitritos	NMX-AA-099-SCFI-2006

En la siguiente tabla se presenta la infraestructura disponible para la realización de las determinaciones de laboratorio correspondientes, organizándolas por parámetro y equipo requerido. Dicha infraestructura se encuentra presente en los laboratorios del Instituto de Ingeniería Civil de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Tabla 4.- Infraestructura disponible en el Instituto de Ingeniería Civil, UANL

PARÁMETRO	INFRAESTRUCTURA
DBO	<ul style="list-style-type: none"> • Estufa de calentamiento (Marca: Shel LAB), modelo 1350 FX • Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca Sartorius BP2215) • Incubadora con control de temperatura de 20° C \pm 1° C (Refrigerador con incutrol) (Marca: SHEL LAB Modelo: 1535) • Termómetro-10°C a 150° C verificado (Marca: Brannan) • Comparador para cloro residual (Marca: Hach, Modelo: 2231-01) • Bomba para aireación (Marca: Gast)

DQO	<ul style="list-style-type: none"> Equipo de destilación con parrilla de calentamiento que asegure la ebullición del contenido de matraz de reflujo y condensadores tipo Friedrich, con mangueras. Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca: Sartorius BP2215)
Nitrógeno Amoniacal	<ul style="list-style-type: none"> Estufa de calentamiento (Marca: Shel LAB), modelo 1350 FX Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca: Sartorius BP2215) Balanza granataria con precisión de 0.1 g (Marca: OHAUS) Sistema de digestión tipo Kjeldahl Termómetro-10°C a 150° C verificado (Marca: Brannan) Potenciómetro con compensador de temperatura y sus electrodos (Marca BECKMAN)
Nitrógeno Total Kjeldahl	<ul style="list-style-type: none"> Estufa de calentamiento (Marca: Shel LAB), modelo 1350 FX Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca: Sartorius BP2215) Balanza granataria con precisión de 0.1 g (Marca: OHAUS) Sistema de digestión tipo Kjeldahl Termómetro-10°C a 150° C verificado (Marca: Brannan) Potenciómetro con compensador de temperatura y sus electrodos (Marca BECKMAN)
Oxígeno Disuelto	<ul style="list-style-type: none"> Estufa de calentamiento (Marca: Shel LAB), modelo 1350 FX Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca Sartorius BP2215)
Sólidos Suspendidos Totales	<ul style="list-style-type: none"> Estufa de calentamiento (Marca: Shel LAB), modelo 1350 FX Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca Sartorius BP2215) Bomba para aireación (Marca: Gast) Mufla eléctrica (Marca: Thermolyne, Modelo F48025) Placa de calentamiento (Marca Electrothermal)
Sólidos Suspendidos Volátiles	<ul style="list-style-type: none"> Estufa de calentamiento (Marca: Shel LAB), modelo 1350 FX Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca Sartorius BP2215) Bomba para aireación (Marca: Gast) Mufla eléctrica (Marca: Thermolyne, Modelo F48025) Placa de calentamiento (Marca Electrothermal)
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> Termómetro de mercurio en vidrio con graduaciones de 0.1 °C , en un intervalo de temperatura que abarque por lo menos desde -1° C hasta 101° C. (Marca Branna)
Nitratos	<ul style="list-style-type: none"> Espectrofotómetro Marca; Thermo Spectronic Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca Sartorius BP2215) Estufa de calentamiento (Marca: Felisa)
Nitritos	<ul style="list-style-type: none"> Espectrofotómetro Marca; Thermo Spectronic Balanza analítica con precisión de 0.1 mg (Marca Sartorius BP2215) Estufa de calentamiento (Marca: Felisa)

Con el fin de optimizar el tiempo correspondiente a los análisis de laboratorio, así como el manejo y preservación de muestras obtenidas durante cada campaña de muestreo, dichos análisis se llevaron a cabo simultáneamente en dos diferentes laboratorios del Departamento de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería Civil. En la Tabla 5 se presentan los parámetros que se analizarán en el Laboratorio Ambiental de servicio al público (clasificados y totalizados por punto de muestreo); mientras que en la Tabla 6 se muestran los correspondientes al Laboratorio de Fisicoquímica del mismo Departamento.

Tabla 5.- Resumen de determinaciones Lab. Ingeniería Ambiental de servicio al público

Punto Muestreo	Determinaciones				Muestras totales (3 días)	Determinaciones totales
Afluente	DBO5	NTK	NH3		48	72
Punto 1 (Afluente al reactor biológico)	DBO5	NTK	NH3		48	72
Punto 2 (Efluente tratado)	NO2	NO3	NTK	NH3	48	96
						240

Tabla 6.- Resumen de determinaciones Lab. Fisicoquímica

Punto Muestreo	Determinaciones				Muestras totales (3 días)	Determinaciones Totales
Afluente	SST	SSV	DQO	DQOs	48	96
Punto 1 (Afluente al reactor biológico)	SST	SSV	DQO	DQOs	48	96
Punto 2 (Efluente tratado)	SST	SSV	DQO	DQOs	48	96
Punto 3 (Purga de lodos en exceso)	SST	SSV			24	48
Punto 5 (Interior Reactor Aerobio)	SSTLM	SSVLM			24	48
						384

Dentro de las determinaciones correspondientes al Laboratorio Fisicoquímica se encuentra el análisis de Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles, así como también el análisis de la Demanda Química de Oxígeno, dichos análisis fueron determinados bajo los procedimientos indicados en la Normatividad Mexicana (NMX-AA-034-SCFI-2015 y NMX-AA-030-SCFI-2012) respectivamente.

A continuación, se describe de manera breve el método y procedimiento seleccionado para el correspondiente análisis de las muestras.

Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

El método que se llevó a cabo fue el denominado reflujo cerrado/espectrofotométrico, el cual consta de los siguientes pasos:

- Precalentar a 150° el digestor de DQO.
- Colocar en los tubos de reacción 1.5 ml de la disolución de digestión A o B.
- Tomar cuidadosamente 2.5 ml de muestra previamente homogenizada dentro de los tubos de reacción. Cerrar inmediatamente para evitar que se escapen los vapores, asegurarse de que están herméticamente cerrados. Suavemente invertir los tubos varias veces destapando después de cada inversión para liberar la presión.
- Añadir cuidadosamente 3.5 ml de la disolución de digestión respectiva.
- Colocar 2.5 ml de agua en un tubo para la determinación del blanco de reactivos.
- Colocar todos los tubos en el digestor previamente calentado a 150° C y refluja por 2h.
- Retirar los tubos del digestor y dejar que los tubos se enfríen a temperatura ambiente, permitiendo que cualquier precipitado se sedimente.
- Medir la absorbancia en el espectrofotómetro.

Para la determinación de DQO Soluble se repitió el mismo procedimiento anterior descrito a excepción que el volumen de muestra utilizado fue previamente filtrado por una membrana de 0.45 μm .

Determinación de Sólidos Suspendedos Totales y Volátiles

- Preparación de cápsulas
 - Introducir las cápsulas al horno a una temperatura de $105^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$, 2^o minutos como mínimo. Únicamente en el caso de la medición de sólidos volátiles, las cápsulas posteriormente se introducen a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 minutos como mínimo. Después de este tiempo transferirlas al horno.
 - Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 minutos como mínimo.
 - Pesar las cápsulas y repetir el ciclo horno-desecador hasta obtener una diferencia ≤ 0.0005 gramos en dos pesadas consecutivas. Registrar como m_1 considerando para los cálculos el último valor de la masa.

- Preparación de dispositivo de filtración y/o soportes de secado.
 - Utilizar filtro de fibra de vidrio que adapte al dispositivo de filtración y/o secado y/o charola de aluminio, con la ayuda de unas pinzas colocarlo con la cara rugosa hacia arriba en el dispositivo de secado y/o filtración.
 - El soporte de secado con el filtro se introduce al horno a $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 20 minutos como mínimo, después de este tiempo transferirlo a un desecador.
 - Pesar el dispositivo de filtración y/o soportes de secado y repetir el ciclo horno desecador hasta obtener una diferencia ≤ 0.0005 gramos en dos pesadas consecutivas. Registrar como m_2 , considerando para los cálculos el último valor de la masa.
- Preparación de la muestra
 - Las muestras deben estar a temperatura ambiente al realizar el análisis. Agitar las muestras para asegurar la homogenización.
- Medición de Sólidos Suspendidos Totales
 - Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de acuerdo a las características de esta.
 - Homogenizar la muestra mediante agitación vigorosa del envase, transferir de forma inmediata y en un solo paso un volumen adecuado de muestra a una probeta.
 - Filtrar la muestra:
A través del filtro colocado en el crisol Gooch. Enjuagar la probeta con el volumen suficiente para arrastrar los sólidos y verter en el filtro.
 - Introducir el soporte de secado con el filtro al horno a $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 1 hora como mínimo, posteriormente llevar a masa constante y registrar como m_6 .
- Medición de sólidos suspendidos volátiles (SSV)
 - Introducir el soporte de secado con el filtro que contiene el residuo m_6 a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 15 minutos a 20 minutos.
 - Trasladar el soporte de secado con el filtro al horno a una temperatura de $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 20 minutos como mínimo.
 - Transferir el soporte de secado con el filtro al desecador y llevar a masa constante. Registrar como m_7 .

Los muestreos y análisis descritos anteriormente se llevaron a cabo en dos temporadas distintas (época de estiaje y época de lluvias), manteniendo en ambos periodos los mismos puntos y frecuencia de muestreo y análisis.

VI.3. Selección o Propuesta del modelo

De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada en esta investigación, se encontró que, en la literatura especializada correspondiente a la modelación dinámica del proceso de tratamiento biológico de aguas residuales, predominan dos enfoques principales: por un lado, los modelos de reacción sencillos y por el otro, los modelos sofisticados o complejos.

- Modelos de reacción sencillos

Son modelos que se han utilizado principalmente para el diseño de sistemas de tratamiento, para la enseñanza de los procesos biológicos implicados en el tratamiento de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996; Ramalho, 1996; Romero, 1999; Mendonça, 2000; WEF, 2010), contienen de 2 a 3 componentes o variables de estado (p. ej., sustrato, biomasa y oxígeno) y de 3 a 5 procesos (p. ej., utilización de sustrato, crecimiento y metabolismo endógeno de la biomasa).

El uso de estos modelos implica simplificaciones y/u omisiones de componentes y procesos significativos en la depuración biológica, tales como: exclusión de hidrólisis, liberación de amonio, remoción de fósforo, nitrificación-desnitrificación, etc.; sin embargo, las simplificaciones implican la adopción de valores típicos para la estimación de los parámetros cinéticos en la fase de diseño, los cuales pueden no tener relación alguna con las características o condiciones del sitio o sustrato a depurar, entre otras implicaciones.

- Modelos de reacción complejos

Debido a las limitaciones de los modelos sencillos, surgió el interés de la comunidad científica en implementar modelos más avanzados, con capacidad de reproducir la mayoría de los procesos biológicos que ocurren en el tratamiento de aguas residuales (Makinia, 2010).

Los modelos más representativos de este tipo de enfoque son los desarrollados principalmente por la IWA: ASM1 (Henze *et al.*, 1987), ASM2 (Henze *et al.*, 1995), ASM2d (Henze *et al.*, 1999) y ASM3 (Gujer *et al.*, 1999), con 13, 19, 19 y 13 variables de estado, respectivamente; y 8, 19, 21 y 12 procesos, respectivamente. Así como los desarrollados por Hydromantis Inc., (2001a; 2001b; 2001c) y Karahan-Gül *et al.* (2003), con 14, 19, 19 y 7 componentes y 10, 15, 36 y 6 procesos, respectivamente.

La problemática de los enfoques predominantes en la modelación de los procesos de tratamiento por lodos activados radica en: 1) los modelos sencillos omiten procesos significativos de transformación de la materia orgánica, así como de los nutrientes presentes en el agua residual; 2) los modelos complejos requieren de la determinación en laboratorio de un gran número de componentes del agua residual por cada muestra obtenida, para cada punto de interés dentro de la PTAR y para cada intervalo de muestreo, lo cual resulta bastante oneroso para poder llevar a cabo un seguimiento adecuado del proceso y su posterior modelación dinámica.

Por lo anteriormente expuesto, en la sección de resultados se propone un modelo basado en el enfoque de los modelos IWA, pero reduciendo el número de variables y parámetros involucrados en el proceso de simulación.

VI.4. Determinación de los escenarios de variación

Como producto de los datos obtenidos y analizados en las campañas de muestreo, se determinaron estadísticamente las relaciones o asociaciones existentes entre las variables monitoreadas, así como sus distribuciones de frecuencias, con el fin de determinar los escenarios más probables de ocurrencia en el afluente a la PTAR para los diferentes periodos analizados.

Lo anterior sirvió como datos de entrada al modelo propuesto y calibrado en la fase previa, lo cual se logró mediante la reestructuración del código de programación del modelo, para establecer ahora a la potencia de aireación como variable de estado del modelo, esto es, que ahora el resultado o salida del modelo es la potencia de aireación requerida para la mitigación de los principales contaminantes presentes en el agua residual; la cual se determina a partir de los escenarios de variación del afluente (flujos máxicos), los procesos de reacción y las concentraciones requeridas en el efluente del reactor, y, por ende, del sistema de tratamiento, conforme a los límites establecidos en la normativa vigente para las descargas de agua tratada a cuerpos receptores.

Se realizaron los análisis estadísticos necesarios para determinar las concentraciones promedio, así como sus valores máximos y mínimos normales por mes; las variables analizadas fueron: Caudal, DQO, DBO, SSV y NH₃, para lo cual se consideraron los registros de operación correspondientes al periodo 2014 – 2018.

El análisis estadístico se realizó con el software SPSS, mediante la herramienta de diagramas de caja y bigotes, esto con el fin de identificar gráficamente si existe diferencia entre las distribuciones mensuales por año, o bien si hay alguna tendencia en ellas (aumento o disminución), para así establecer los posibles escenarios futuros, metodología comúnmente aplicada por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) para la generación de escenarios probables.

VI.5. Análisis estadístico de la reducción del consumo eléctrico

Para evaluar con bases científicas la diferencia en el consumo eléctrico requerido para la aireación artificial del proceso de tratamiento biológico por ambos enfoques (empírico-convencional y el sistemático propuesto en esta investigación), se llevó a cabo el análisis de los criterios o políticas de aireación actuales en la PTAR y se determinó el consumo eléctrico asociado a la depuración que se realiza habitualmente; dicho consumo servirá como línea base, o punto de comparación para la nueva metodología de aireación sugerida en esta investigación.

La comparación entre ambos consumos eléctricos se realizó utilizando el análisis estadístico de datos mediante pruebas no paramétricas, debido a las características de las distribuciones de frecuencias de los datos analizados; las cuales permiten identificar matemáticamente si la diferencia entre los consumos eléctricos es estadísticamente significativa, y además, para estimar –con fundamentos científicos y con un nivel de confianza adecuado– los límites de los flujos máxicos que podría depurar la PTAR, sin sobrepasar los límites establecidos por la normativa para la descarga de aguas tratadas en cuerpos receptores.

VI.6. Propuesta de actividades necesarias para implementar en la PTAR el enfoque sistemático de aireación.

De acuerdo con los escenarios de variación obtenidos en el apartado VI.4, en esta sección se determinaron las acciones necesarias y factibles, para que la metodología de cálculo propuesta en esta modelación dinámica pueda ser aplicada e implementada escala real en la PTAR, al menos en uno de los 5 trenes de tratamiento convencional de dicho sistema de depuración biológica. Las

acciones identificadas en este punto corresponden al conjunto de actividades operativas (véase apartado de resultados VII); También se hacen algunas recomendaciones acerca de adecuaciones eléctricas, mecánicas y de instrumentación requeridas para tener un mejor control del proceso de tratamiento. Sin embargo, la parte medular corresponde a cambios operativos y no de infraestructura, para que las acciones sean llevadas a la práctica sin que esto repercuta en erogaciones significativas para SADM.

VII. Resultados y discusión

En esta sección se presentan los resultados obtenidos producto del proyecto de investigación, los resultados encontrados permitieron obtener una metodología adecuada para optimizar el consumo eléctrico asociado a la aireación en procesos de lodos activados, mediante la modelación dinámica de la biodegradación del agua residual, ante escenarios de variación típica del afluente a una PTAR municipal. Además, este estudio representa un referente en cuanto al análisis de la variabilidad en las características de las aguas residuales en distintas épocas del año (estiaje y lluvia).

VII.1. Resultados del objetivo 1.

Producto de las campañas de muestreo (estiaje y lluvia) realizadas en el mes de junio y septiembre, respectivamente, se obtuvieron las variaciones cuantitativas y cualitativas en los diferentes sitios propuestos para el muestreo y se realizó el análisis estadístico del conjunto de datos obtenidos en los laboratorios y/o recopilados de los registros de SADM; dicho análisis se efectuó utilizando pruebas no paramétricas mediante el *software* estadístico *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS).

Se utilizó estadística no paramétrica, debido a que estas pruebas no están sujetas a la normalidad en las distribuciones de frecuencias de las muestras a analizar, además de que tienen la capacidad de obtener resultados estadísticos confiables con tamaños de muestra reducidos.

Las pruebas utilizadas para este análisis de información fueron las siguientes:

- Prueba de Kruskal-Wallis:

La prueba de Kruskal-Wallis es una extensión de la de U de Mann-Whitney para 3 o más grupos y representa una excelente alternativa al ANOVA de un factor completamente aleatorizado (Berlanga y Rubio, 2012). El objetivo de este estadístico es probar si un grupo de datos proviene de la misma población.

- Prueba de la mediana:

Esta prueba contrasta diferencias entre dos o más grupos en relación con su mediana, ya sea porque no cumplen las condiciones de normalidad para usar el promedio como medida de tendencia central, o porque la variable es cuantitativa discreta, a su vez es similar a la prueba Chi-cuadrado (Berlanga y Rubio, 2012).

- Prueba de Jonckheere-Terptra:

Este estadístico resulta ser más potente que sus homónimas, cuando existe una ordenación a prioridad (ascendente o descendente) de las K poblaciones de las que se extraen las muestras (Berlanga y Rubio, 2012).

Se seleccionaron las tres pruebas no paramétricas antes descritas, ya que estas cumplen con la condicionante de involucrar más de dos muestras independientes, a diferencia de las otras pruebas no paramétricas que trabajan con un límite de dos muestras ya sea relacionadas o independientes.

El análisis estadístico se repitió para todas las variables analizadas, así como también para todos los sitios de muestreo establecidos tanto en la campaña de la época de estiaje como de lluvia, esto con el fin de obtener información acerca del comportamiento dinámico en cada sitio y periodo. En la Figura 5 se muestra, a manera de ejemplo, la variación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el Afluente a la PTAR durante los 3 días de muestreo en la época de estiaje. Análogamente, en la Figura 6 se presenta la variación de este mismo parámetro, en el mismo punto de muestreo, pero para la época de lluvias.

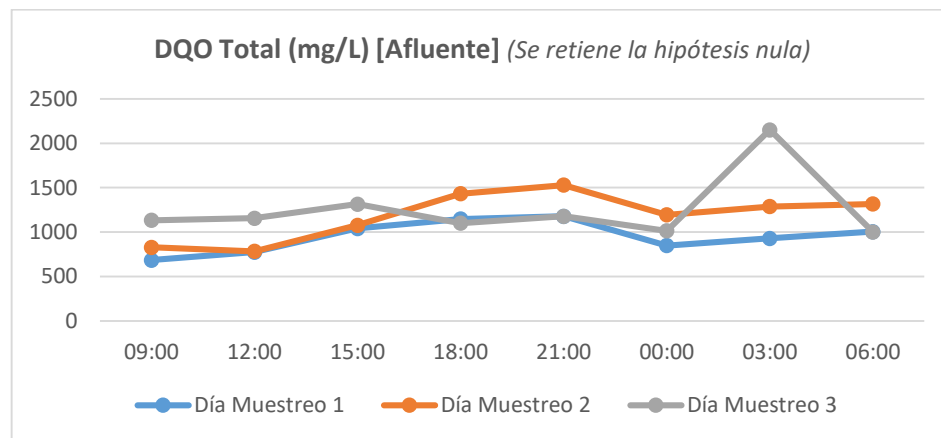


Figura 5.- Variación de la DQO en el Afluente a la PTAR “Época de estiaje”

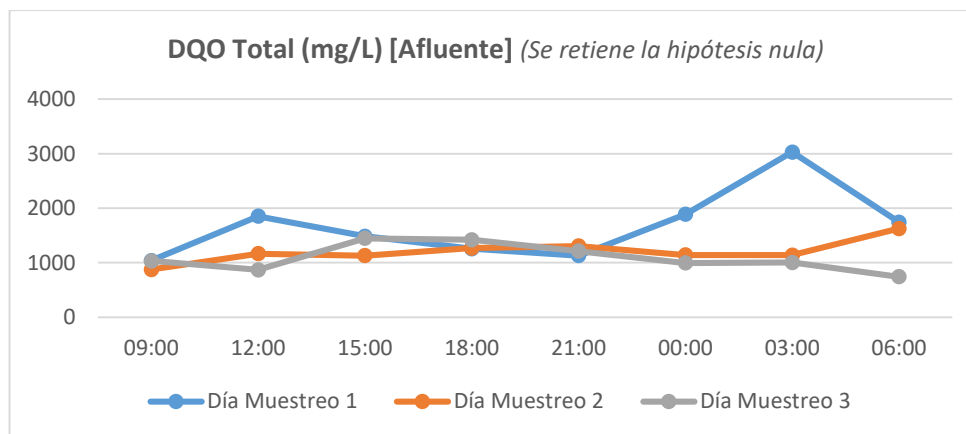


Figura 6.- Variación de la DQO en el Afluente a la PTAR "Época de lluvia"

Con el fin de mostrar todos los puntos de muestreo analizados, a continuación, se presentan las siguientes gráficas en las que se especifica la variable obtenida tanto para la época de estiaje como para la época de lluvia. En la Figura 7 se presenta la variación del Nitrógeno Amoniacal en el Punto de muestreo 1 (Afluente al reactor aerobio) para el periodo de estiaje, cabe resaltar que en este caso se rechaza la hipótesis nula.

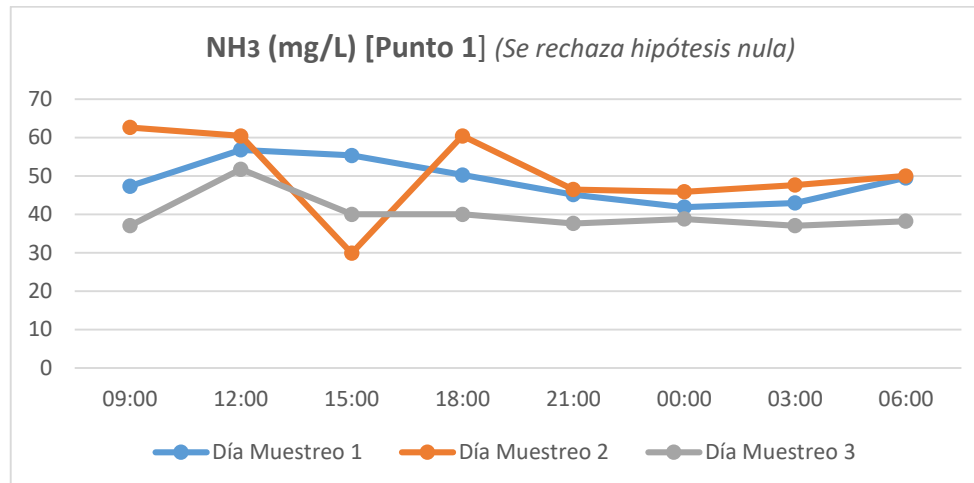
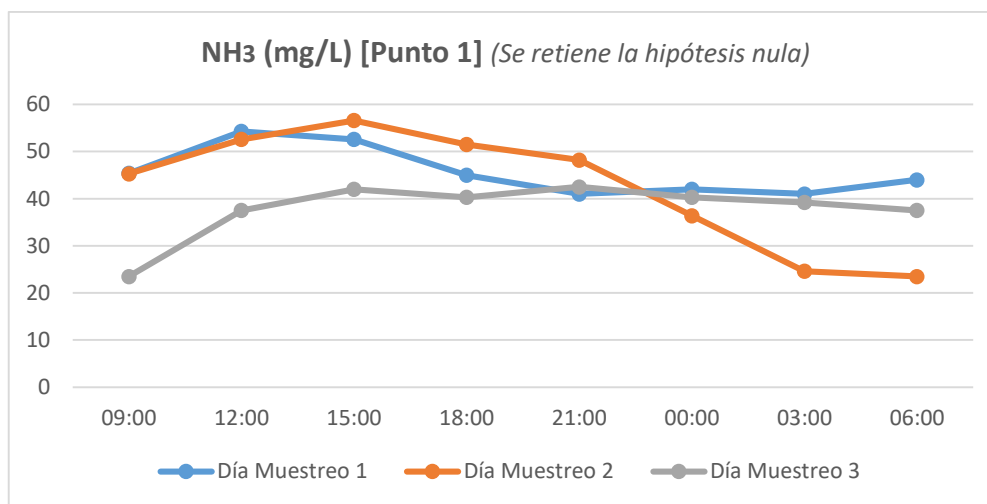


Figura 7.- Variación de NH₃ en el Punto 1 (Afluente al reactor aerobio) "Época de estiaje"

Por otra parte, en la Figura 8 se muestra la misma variable para el periodo de lluvias, en este caso se retiene la hipótesis nula.



*Figura 8.- Variación de NH₃ en el Punto 1 (Afluente al reactor aerobio)
"Época de lluvia"*

De manera análoga a lo presentado en las figuras anteriores, se obtuvieron las variaciones cuantitativas y cualitativas para todos y cada uno de las variables propuestas en la investigación, resultando un total de 58 variaciones cuantitativas y cualitativas esto para cada punto de muestreo seleccionado en el sistema de tratamiento, lo anterior se realizó para ambas campañas de muestreo, dichas variaciones pueden ser consultadas en el Anexo I. Posteriormente se llevó a cabo el análisis estadístico para todas las variables y distribuciones obtenidas.

En la Tabla 7 se muestra un resumen de las pruebas no paramétricas que fueron empleadas para determinar si las variaciones obtenidas siguen el mismo patrón de distribución a lo largo del periodo analizado para cada variable y sitio de muestreo estudiado; en dicha tabla se presentan los resultados de las pruebas estadísticas, organizados por punto de muestreo, correspondiendo a la campaña de estiaje. El mismo análisis estadístico se realizó para el periodo de lluvias, lo cual se presenta en la Tabla 8.

Tabla 7.- Resumen de Pruebas no paramétricas "Época estiaje" [3 Muestras independientes]

Determinación	Punto Muestreo	Prueba de Kruskal-Wallis		Prueba de la mediana		Prueba de Jonckheere-Terpstra	
		Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica (bilateral)	Decisión
DQO Total (mg/L)	Afluente	0.076	Retener la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.072	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.785	Retener la hipótesis nula	1.000	Retener la hipótesis nula	0.492	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.369	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.153	Retener la hipótesis nula
DQO Soluble (mg/L)	Afluente	0.037	Rechazar la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.125	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.029	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.050	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.403	Retener la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.290	Retener la hipótesis nula
SST (mg/L)	Afluente	0.810	Retener la hipótesis nula	1.000	Retener la hipótesis nula	0.634	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.109	Retener la hipótesis nula	0.135	Retener la hipótesis nula	0.037	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 2	0.969	Retener la hipótesis nula	0.845	Retener la hipótesis nula	0.958	Retener la hipótesis nula
	Punto 3	0.011	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.013	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 5	0.303	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.146	Retener la hipótesis nula
SSV (mg/L)	Afluente	0.590	Retener la hipótesis nula	1.000	Retener la hipótesis nula	0.596	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.289	Retener la hipótesis nula	0.309	Retener la hipótesis nula	0.153	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.917	Retener la hipótesis nula	0.504	Retener la hipótesis nula	0.828	Retener la hipótesis nula

	Punto 3	0.011	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.010	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 5	0.352	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.138	Retener la hipótesis nula
NTK (mg/L)	Afluente	0.500	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.266	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.001	Rechazar la hipótesis nula	0.002	Rechazar la hipótesis nula	0.266	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.036	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula
NORG(mg/L)	Afluente	0.003	Rechazar la hipótesis nula	0.000	Rechazar la hipótesis nula	0.001	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 1	0.084	Retener la hipótesis nula	0.309	Retener la hipótesis nula	0.106	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.025	Rechazar la hipótesis nula	0.002	Rechazar la hipótesis nula	0.313	Retener la hipótesis nula
NH3(mg/L)	Afluente	0.675	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.341	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.018	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.039	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 2	0.031	Rechazar la hipótesis nula	0.015	Rechazar la hipótesis nula	0.025	Rechazar la hipótesis nula
DBO5 (mg/L)	Afluente	0.001	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.018	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 1	0.002	Rechazar la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.000	Rechazar la hipótesis nula
NO3 (mg/L)	Punto 2	0.254	Retener la hipótesis nula	0.118	Retener la hipótesis nula	0.148	Retener la hipótesis nula
NO2 (mg/L)	Punto 2	0.390	Retener la hipótesis nula	0.309	Retener la hipótesis nula	0.542	Retener la hipótesis nula

En las tablas 8 y 9 se presenta un resumen con las pruebas no paramétricas que fueron seleccionadas para cada el periodo de muestreo de la época de lluvia, cabe destacar que para este periodo se realizaron dos conjuntos de pruebas no paramétricas esto con el fin de obtener un análisis más detallado ya que el primer día de muestreo no se presentó precipitación alguna en la zona, por lo cual se optó por realizar un conjunto de pruebas que considera tres muestras “3 días de muestreo” (Véase Tabla 8.) y otro conjunto de pruebas con solo dos muestras independientes “2 días de muestreo” (Véase Tabla 9.) a diferencia de la época de estiaje en los cuales solo se realizaron pruebas que consideran un numero de 3 o más muestras independientes “3 días de muestreo”.

Tabla 8.- Resumen de Pruebas no paramétricas “Época de lluvia” [K Muestras independientes]

Determinación	Punto Muestreo	Prueba de Kruskal-Wallis		Prueba de la mediana		Prueba de Jonckheere-Terpstra	
		Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica (bilateral)	Decisión
DQO Total (mg/L)	Afluente	0.034	Rechazar la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.010	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 1	0.112	Retener la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.034	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 2	0.131	Retener la hipótesis nula	0.135	Retener la hipótesis nula	0.026	Rechazar la hipótesis nula
DQO Soluble (mg/L)	Afluente	0.310	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.113	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.056	Retener la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.044	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 2	0.462	Retener la hipótesis nula	0.135	Retener la hipótesis nula	0.315	Retener la hipótesis nula
SST (mg/L)	Afluente	0.498	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.711	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.326	Retener la hipótesis nula	0.135	Retener la hipótesis nula	0.874	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.055	Retener la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.019	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 3	0.110	Retener la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.057	Retener la hipótesis nula
	Punto 5	0.785	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.672	Retener la hipótesis nula

SSV (mg/L)	Afluente	0.482	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.672	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.261	Retener la hipótesis nula	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.853	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.175	Retener la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.078	Retener la hipótesis nula
	Punto 3	0.111	Retener la hipótesis nula	0.223	Retener la hipótesis nula	0.060	Retener la hipótesis nula
	Punto 5	0.854	Retener la hipótesis nula	0.607	Retener la hipótesis nula	0.711	Retener la hipótesis nula
NTK (mg/L)	Afluente	0.607	Retener la hipótesis nula	0.471	Retener la hipótesis nula	0.255	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.070	Retener la hipótesis nula	0.064	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.009	Rechazar la hipótesis nula	0.895	Retener la hipótesis nula
NORG(mg/L)	Afluente	0.607	Retener la hipótesis nula	0.825	Retener la hipótesis nula	0.791	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.845	Retener la hipótesis nula	0.675	Retener la hipótesis nula	0.633	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.135	Retener la hipótesis nula	0.031	Rechazar la hipótesis nula	0.016	Rechazar la hipótesis nula
NH3(mg/L)	Afluente	0.223	Retener la hipótesis nula	0.220	Retener la hipótesis nula	0.118	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.068	Retener la hipótesis nula	0.064	Retener la hipótesis nula	0.047	Rechazar la hipótesis nula
	Punto 2	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.011	Rechazar la hipótesis nula	0.812	Retener la hipótesis nula
DBO5 (mg/L)	Afluente	0.030	Rechazar la hipótesis nula	0.136	Retener la hipótesis nula	0.037	Rechazar la hipótesis nula

	Punto 1	0.223	Retener la hipótesis nula	0.062	Retener la hipótesis nula	0.039	Rechazar la hipótesis nula
NO3 (mg/L)	Punto 2	0.135	Retener la hipótesis nula	0.022	Rechazar la hipótesis nula	0.064	Retener la hipótesis nula
NO2 (mg/L)	Punto 2	0.607	Retener la hipótesis nula	0.141	Retener la hipótesis nula	0.072	Retener la hipótesis nula

Las pruebas consideradas para dos muestras independientes fueron las siguientes:

- Prueba de Rachas de Wald-Wolfowitz

El objetivo de este estadístico es contrastar si dos muestras con datos independientes proceden de poblaciones con la misma distribución

- Prueba de U de Mann-Whitney

Este estadístico es el equivalente a la prueba de suma de rangos de Wilcoxon y a la prueba de dos grupos de Kruskal-Wallis. Es la alternativa no paramétrica a la comparación de dos promedios independientes a través de la t de student (Berlanga y Rubio, 2012).

- Prueba de Moses

Este estadístico tiene como objeto estudiar si existe diferencia en el grado de dispersión o variabilidad de dos distribuciones. Esta prueba se centra en la distribución del grupo de control y es una medida para saber cuántos valores extremos del grupo experimental influyen en la distribución cuando se combinan con el grupo de control (Berlanga y Rubio, 2012).

- Prueba de Kolmogorov-Smirnov

Esta prueba sirve para contrastar la hipótesis de que dos muestras proceden de la misma población. Para ello, compara las funciones de distribución de ambas muestras (Berlanga y Rubio, 2012).

Tabla 9.- Resumen de Pruebas no paramétricas "Época de Lluvia" [2 Muestras independientes]

Determinación	Punto Muestreo	Prueba de Wald Wolfowitz		Prueba de Moses		Prueba de U-Mann Whitney		Prueba de Kolmogorov-Smirnov	
		Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica	Decisión	Sig. Asintótica	Decisión
DQO Total (mg/L)	Afluyente	0.405 ¹	Retener la hipótesis nula	0.059 ¹	Retener la hipótesis nula	0.328 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.786 ¹	Retener la hipótesis nula	0.500 ¹	Retener la hipótesis nula	0.382 ¹	Retener la hipótesis nula	0.627	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.100 ¹	Retener la hipótesis nula	0.157 ¹	Retener la hipótesis nula	0.161 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
DQO Soluble (mg/L)	Afluyente	0.214 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.505 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.100 ¹	Retener la hipótesis nula	0.696 ¹	Retener la hipótesis nula	0.130 ¹	Retener la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.100 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.574 ¹	Retener la hipótesis nula	0.627	Retener la hipótesis nula
SST (mg/L)	Afluyente	0.595 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.328 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.595 ¹	Retener la hipótesis nula	0.310 ¹	Retener la hipótesis nula	0.195 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.968 ¹²	Retener la hipótesis nula	0.696 ¹	Retener la hipótesis nula	0.505 ¹	Retener la hipótesis nula	0.964	Retener la hipótesis nula
	Punto 3	0.214 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.130 ¹	Retener la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula
	Punto 5	0.595 ¹	Retener la hipótesis nula	0.310 ¹	Retener la hipótesis nula	0.645 ¹	Retener la hipótesis nula	0.964	Retener la hipótesis nula
SSV (mg/L)	Afluyente	0.595 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.328 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.786 ¹	Retener la hipótesis nula	0.157 ¹	Retener la hipótesis nula	0.130 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	1.000 ¹²	Retener la hipótesis nula	0.696 ¹	Retener la hipótesis nula	0.721 ¹	Retener la hipótesis nula	1.000	Retener la hipótesis nula
	Punto 3	0.214 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.130 ¹	Retener la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula

	Punto 5	0.595 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.1310	Retener la hipótesis nula	0.721 ¹	Retener la hipótesis nula	0.964	Retener la hipótesis nula
NTK (mg/L)	Afluente	0.595 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.798 ¹	Retener la hipótesis nula	0.964	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.032 ^{1 2}	Rechazar la hipótesis nula	0.962 ¹	Retener la hipótesis nula	0.279 ¹	Retener la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.405 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.157 ¹	Retener la hipótesis nula	0.010 ¹	Rechazar la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula
NORG(mg/L)	Afluente	0.786 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.696 ¹	Retener la hipótesis nula	0.721 ¹	Retener la hipótesis nula	0.964	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.214 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	1.000 ¹	Retener la hipótesis nula	0.721 ¹	Retener la hipótesis nula	0.627	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.100 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.157 ¹	Retener la hipótesis nula	0.021 ¹	Rechazar la hipótesis nula	0.022	Rechazar la hipótesis nula
NH3(mg/L)	Afluente	0.032 ^{1 2}	Rechazar la hipótesis nula	1.000 ¹	Retener la hipótesis nula	0.574 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.032 ^{1 2}	Rechazar la hipótesis nula	0.962 ¹	Retener la hipótesis nula	0.279 ¹	Retener la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula
	Punto 2	0.100 ¹	Retener la hipótesis nula	0.310 ¹	Retener la hipótesis nula	0.021 ¹	Rechazar la hipótesis nula	0.088	Retener la hipótesis nula
DBO5 (mg/L)	Afluente	0.786 ¹	Retener la hipótesis nula	0.859 ¹	Retener la hipótesis nula	0.279 ¹	Retener la hipótesis nula	0.270	Retener la hipótesis nula
	Punto 1	0.786 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.696 ¹	Retener la hipótesis nula	1.000 ¹	Retener la hipótesis nula	0.964	Retener la hipótesis nula
NO3 (mg/L)	Punto 2	0.100 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.500 ¹	Retener la hipótesis nula	0.010 ¹	Rechazar la hipótesis nula	0.022	Rechazar la hipótesis nula
NO2 (mg/L)	Punto 2	0.786 ^{1 2}	Retener la hipótesis nula	0.696 ¹	Retener la hipótesis nula	0.161 ¹	Retener la hipótesis nula	0.627	Retener la hipótesis nula

Los resultados obtenidos de las diferentes pruebas no paramétricas realizadas nos arrojan como es el comportamiento de las diferentes variables monitoreadas a lo largo de las diferentes campañas de muestreo, a lo cual podemos llegar a la conclusión de que el comportamiento entre las campañas de muestreo es diferente uno del otro y lo podemos comprobar al contrastar las tablas 8 y 9 que nos muestran dos conjuntos de pruebas distintas realizadas para una misma campaña de muestreo (Lluvia).

VII.2. Resultados del objetivo 2

De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada en cuanto a modelos dinámicos enfocados para el proceso de lodos activados, se encontró que los modelos dinámicos más utilizados en las investigaciones de los procesos de tratamiento de aguas residuales corresponden a los propuestos por la Asociación Internacional del Agua (IWA, por sus siglas en inglés), para lo cual desarrollaron una serie de modelos enfocados hacia diferentes objetivos y, por lo tanto, cada uno con diversas limitantes y alcances, respectivamente. Sin embargo, estos modelos están compuestos de variables de estado que comúnmente no se determinan en las PTAR municipales del país, ya que los análisis de laboratorio para obtener dichas variables requieren de tiempo, presupuesto y equipamiento que no se tiene actualmente en dichos sistemas de depuración. Además, estos modelos no involucran directamente el proceso de transferencia de oxígeno (aireación), como una variable de estado o como una componente del modelo.

Por lo tanto, se optó por proponer un modelo basado en el modelo ASM1 (Activated Sludge Model No.1) propuesto por IWA, ya que es el más comúnmente utilizado en cuanto a modelación dinámica del proceso de lodos activados. En la Tabla 10 se muestran las variables de estado, parámetros estequiométricos y cinéticos del modelo ASM1.

Tabla 10.- ASM1, Componentes y Parámetros Cinéticos y Estequiométricos

Parámetros Estequiométricos	Variables de estado		Parámetros cinéticos
Rendimiento de los heterótrofos Y_H	S_i : mat. orgánica inerte soluble, $M(DQO)L^{-3}$	S_O : oxígeno disuelto (DQO negativa), $M(-DQO)L^{-3}$	Crecimiento y decaimiento de heterótrofos: $u_{H,max}$, K_S , $K_{O,H}$, K_{NO} , b_H
Rendimiento de los heterótrofos Y_A	S_S : mat. orgánica. rápidamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$	S_{NO} : N en nitratos y nitritos, $M(N) L^{-3}$	Crecimiento y decaimiento de autótrofos: $u_{A,max}$, K_{NH} , $K_{O,A}$, b_A
Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes f_p	X_i : mat. orgánica. inerte en forma particulada, $M(DQO)L^{-3}$	S_{NH} : $N_{NH4^+} + N_{NH3}$, $M(N)L^{-3}$	Factor de corrección para el crecimiento de Autótrofos en medio anóxico: n_g
Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO i_{XB}	X_S : mat. orgánica. lentamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$	S_{ND} : N orgánico soluble biodegradable, $M(N)L^{-3}$	Hidrólisis: k_h , K_X
Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO i_{XP}	$X_{B,H}$: biomasa heterótrofa activa, $M(DQO)L^{-3}$	X_{ND} : N orgánico particulada biodegradable, $M(N)L^{-3}$	Amonificación: k_a
	$X_{B,A}$: biomasa autótrofa activa, $M(DQO)L^{-3}$	S_{ALK} : Alcalinidad: unidades molares	Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico: n_h
	X_P : Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, $M(DQO)L^{-3}$		

Dentro de las principales modificaciones que se realizaron a al modelo ASM1, para adaptarlo a las condiciones de las PTAR del país, fueron: no se consideran las variables que no son comúnmente determinadas (ya que no son fáciles de obtener, ni económicamente factible determinarlas en los sistemas municipales), por lo tanto, se redujeron significativamente las componentes y parámetros de dicho modelo, resultando en las siguientes ecuaciones diferenciales:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V}(S_1 - S) - \frac{\mu_H}{Y_H} \left[\left(\frac{S}{K_S + S} \right) \left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + n_g \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \right] X_{B,H}$$

Ecuación 1: Balance de demanda de oxígeno

$$\begin{aligned} \frac{dX_{B,H}}{dt} = \frac{Q}{V}(X_{B,H,1} - X_{B,H}) \\ + \left\{ \mu_H \left(\frac{S}{K_S + S} \right) \left[\left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + n_g \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \right] - b_H \right\} X_{B,H} \end{aligned}$$

Ecuación 2: Balance de biomasa activa heterótrofa

$$\frac{dS_o}{dt} = \frac{Q}{V}(S_{o,1} - S_o) + \frac{P_{air}AE}{V} - \left\{ \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \left[\frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H \left(\frac{S}{K_S + S} \right) + \alpha_H \right] \right\} X_{B,H}$$

Ecuación 3: Balance de oxígeno disuelto

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{Q}{V}(S_{NH,1} - S_{NH}) - i_{XB} \mu_H \left(\frac{S}{K_S + S} \right) \left[\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} + n_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$$

Ecuación 4: Balance de nitrógeno amoniacal

Donde P_{air} , representa la potencia de aireación aplicada al reactor aerobio y AE corresponde a la eficiencia de aireación, la cual es determinada mediante la siguiente ecuación:

$$AE = (\alpha * 0.80 * SAE * \theta^{(temp-20)} * P_{air} * (0.7457 * 1000 * 24) * \frac{(\beta * cwt) - S_o}{9.8})$$

Ecuación 5: Eficiencia de aireación

El modelo propuesto a partir de la restructuración del modelo ASM1, implica la potencia de aireación como una variable más del modelo, como se puede observar en la ecuación 3. Balance de oxígeno disuelto.

En la Figura 9. se presenta el modelo de bloques correspondiente a la representación del modelo propuesto y generado a través de la herramienta Simulink del paquete de simulación MATLAB. En dicha figura cual se puede observar los componentes básicos del modelo, tales como: Reactor y Sedimentador. El código del modelo cinético del proceso de tratamiento se escribe dentro del objeto destinado al reactor biológico (véase figura 9).

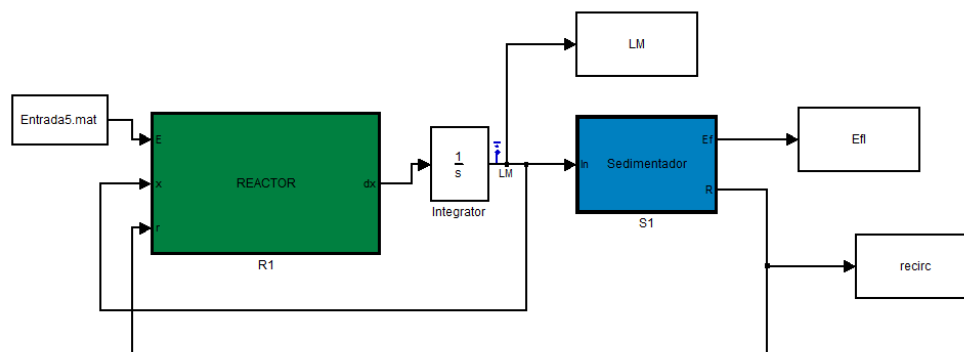


Figura 9.- Interfaz del modelo dinámico del proceso de lodos activados generado en Simulink, MATLAB

Los datos obtenidos en ambas campañas de muestreo, además del análisis del estadístico y de la obtención de los patrones de variación; también sirvieron como datos de entrada y de calibración para los parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo propuesto en esta investigación.

En la Tabla 11. se presentan los parámetros utilizados, rangos de variación, valores típicos y valores ajustados.

Tabla 11.- Parámetros modelo empleado y valores de calibrados

Parámetro	Unidades	Rango de variación	Valor típico	Valor calibrado Modelo DBO	Valor calibrado Modelo DQO
b_H	día ⁻¹	0.05-1.6		0.4159	1.5147
K_{NO}	g N-NO ₃ /m ³	0.10-0.50	0.50	0.5000	0.1428
$K_{O,H}$	g O ₂ /m ³	0.01-0.20	0.20	0.0100	0.1825
K_S	g DQO/m ³	5-225	20	151.6648	105.5091
n_g	adimensional	0.6-1.0	0.8	0.6000	0.7410
μ_H	adimensional	0.6-13.2		13.2000	4.5091
Y_H	g DQO oxidado	0.38-0.75	0.67	0.7500	0.5403

En las siguientes figuras se muestran los resultados obtenidos por el modelo propuesto para las variables de estado analizadas, dichas gráficas corresponden al periodo del 01 de noviembre de 2017 al 11 de noviembre de 2018, debido a que conforme a los datos de operación suministrados por SADM, corresponde al periodo de operación para el cual se tienen mediciones específicas de caudal diario afluente al Tren de tratamiento No. 1. Las figuras 10 y 11 presentan la dinámica de DQO y DBO respectivamente, mostrando los datos estimados por el modelo en comparación a los datos medidos en laboratorio.

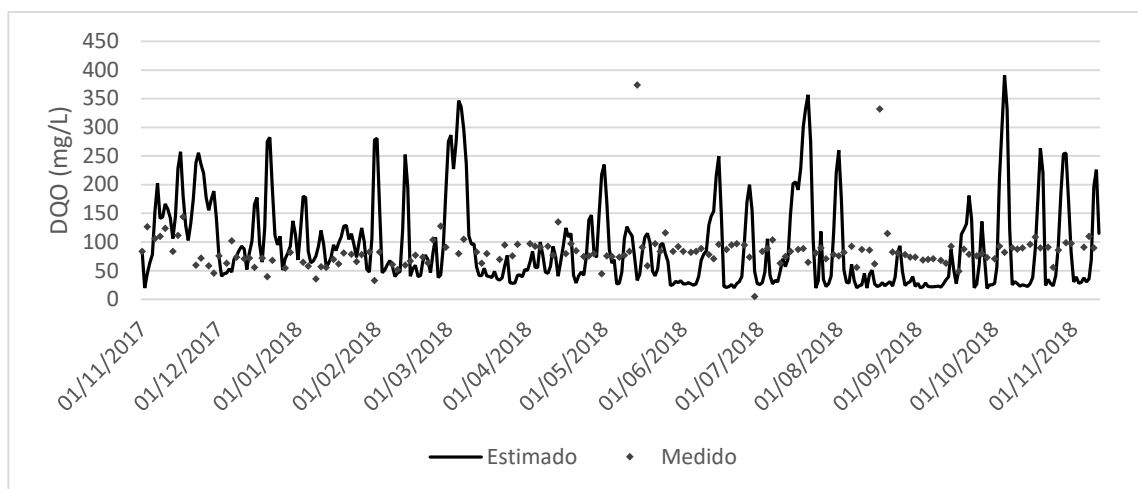


Figura 10.- Dinámica de la DQO (estimación del modelo vs datos medidos)

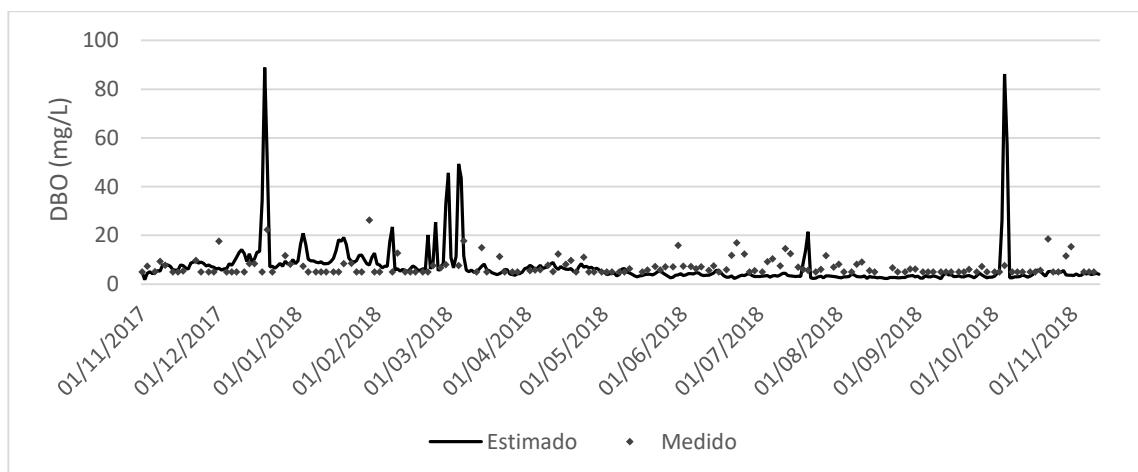


Figura 11.- Dinámica de la DBO (estimación del modelo vs datos medidos)

Como puede observarse en la Figura 10, los valores estimados por el modelo presentan una dinámica más variable con respecto al promedio, que la variación que presentan los valores medidos; el promedio de los datos medidos fue de: 84.10, con una desviación estándar de 36.61, mientras que el promedio para los datos estimados es de: 93.74 con una desviación estándar de 76.01, lo cual puede explicarse debido a que el modelo es más susceptible a las principales variaciones que se presentan en el afluente al reactor aerobio (incrementos repentinos de caudal y materia orgánica). Sin embargo, el comportamiento obtenido durante los periodos sin perturbaciones significativas en el afluente, el modelo logra reproducir la dinámica del reactor de manera adecuada.

En la Figura 11 puede notarse que el modelo de DBO presenta una menor susceptibilidad a las variaciones de caudal y concentraciones en el afluente a dicho tren de tratamiento; sin embargo, el análisis y monitoreo del proceso en base a la DBO, tiene la limitación de que los resultados de laboratorio se obtienen 5 días después del muestreo.

Los resultados obtenidos en el modelo en cuestión de dinámica de X_{BH} , OD y NH_3 , se presentan en las siguientes figuras (véase Figuras 12, 13, 14) comprendiendo el periodo antes mencionado (01 de noviembre 2017 a 11 de noviembre de 2018), de manera análoga a las dinámicas de DQO y DBO, se presentan los datos estimados contra los datos medidos.

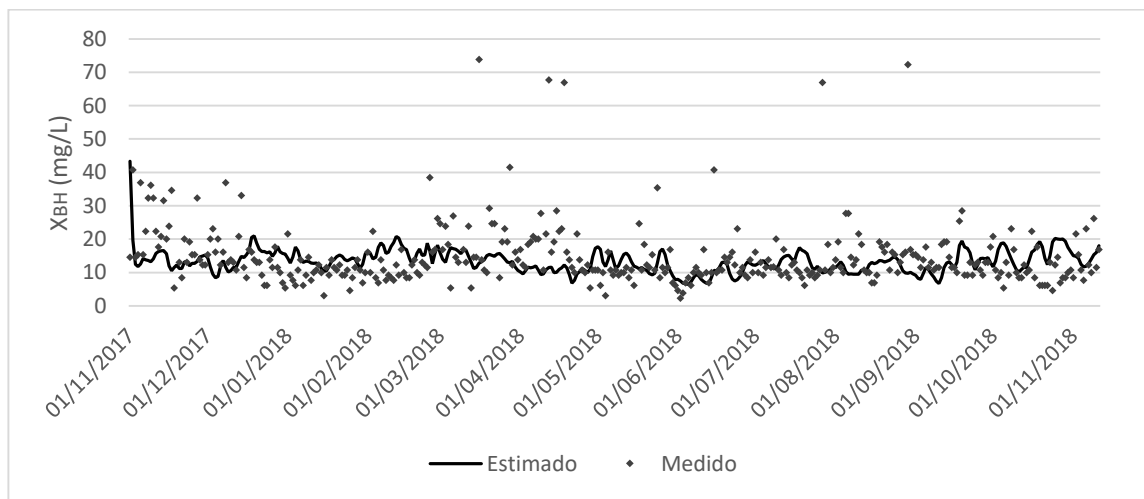


Figura 12.- Dinámica de X_{BH} (estimación del modelo vs datos medidos)

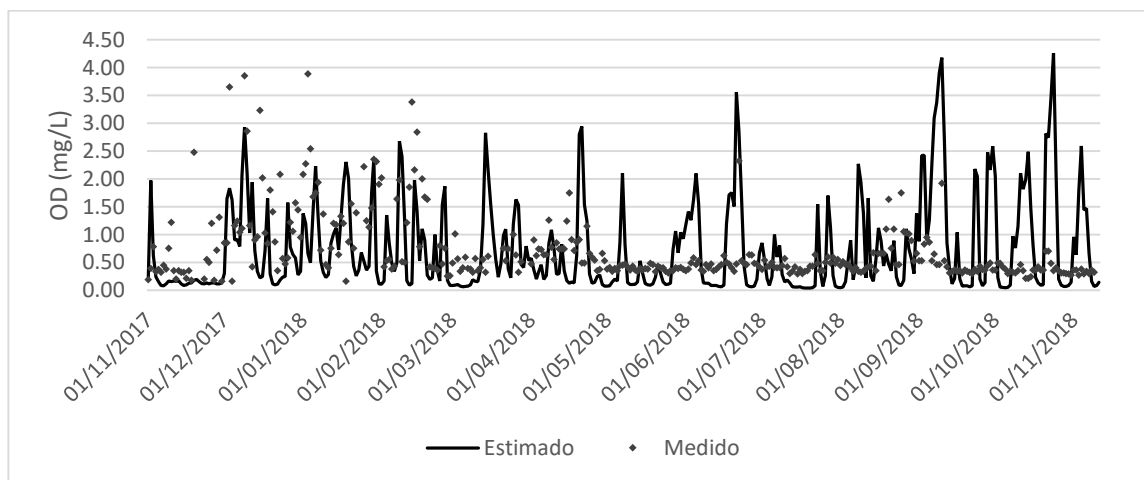


Figura 13.- Dinámica de OD (estimación del modelo vs datos medidos)

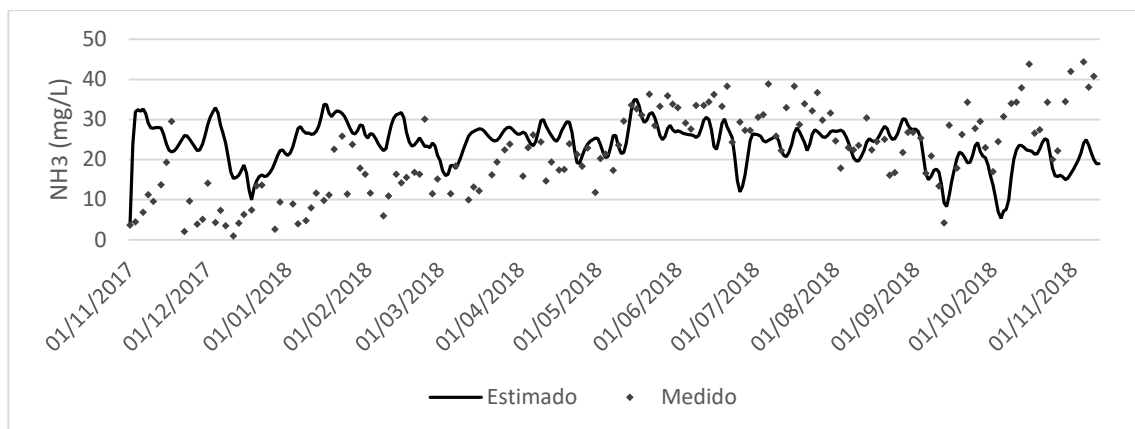


Figura 14.- Dinámica de NH_3 (estimación del modelo vs datos medidos)

Como podemos observar el comportamiento observado en la Figura 14. (Dinámica de X_{BH}) refleja adecuadamente el comportamiento de la Biomasa Activa Heterótrofa.

VII.3. Resultados objetivo 3

Con los resultados obtenidos en la etapa previa (Resultados objetivo 2), se generaron los conjuntos de datos necesarios para determinar los escenarios cualitativos y cuantitativos de mayor probabilidad de ocurrencia en el afluente a la PTAR, esto con el fin de obtener las variaciones mensuales típicas en el caudal y concentraciones de contaminantes que llegan al sistema de tratamiento objeto de estudio.

Se realizaron los análisis estadísticos necesarios para determinar las concentraciones promedio, así como sus valores máximos y mínimos normales por mes; las variables analizadas fueron: Caudal, DQO , DBO , SSV y NH_3 , para lo cual se consideraron los registros de operación correspondientes al periodo 2014 – 2018.

El análisis estadístico se realizó con el software SPSS, mediante la herramienta de diagramas de caja y bigotes, ello con el fin de identificar la existencia de grandes variaciones entre las distribuciones mensuales (dentro del periodo de tiempo analizado), o bien si hay alguna tendencia en ellas (aumento o disminución), para así establecer los posibles escenarios futuros, metodología

comúnmente aplicada por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) para la generación de escenarios probables.

A manera de ejemplo, se presentan las Figuras 15 y 16, en las que se muestra la variación de Caudal y DQO en el afluente, para el mes de enero en los diferentes años de seguimiento. Cabe mencionar que se realizaron las gráficas y análisis correspondientes a todas las variables, para todos los meses del periodo mencionado (2014 - 2018), lo cual se presenta en el Anexo II de este trabajo de investigación.

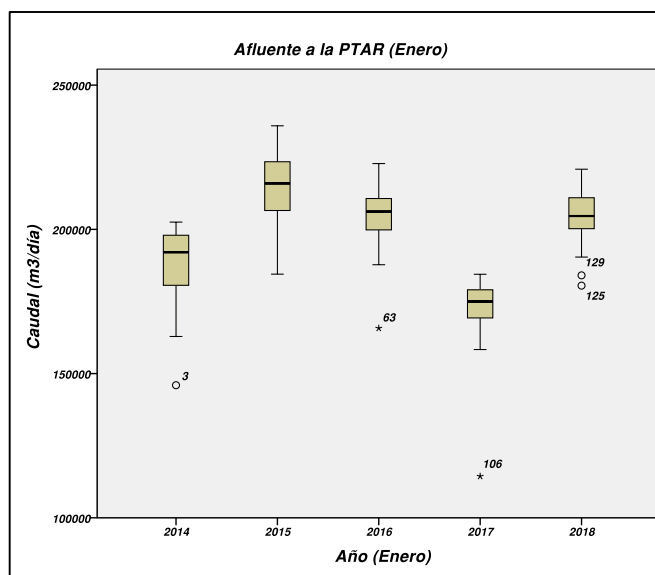


Figura 15.- Afluente a la PTAR (Enero) [Caudal]

En la figura 15 se presenta un diagrama típico de cajas y bigotes en el cual podemos destacar los siguientes elementos, comenzando por los extremos superiores e inferiores que marcan los límites de las distribuciones de datos, el cuartil superior (Cuartil 3) e inferior (Cuartil 1) y la mediana (Cuartil 2), las líneas que se extienden paralelas a las cajas se conocen como bigotes, y se usan para indicar variabilidad fuera de los cuartiles superior e inferior. Por último, tenemos los valores extremos, representados con un asterisco (*). Son valores alejados más de 3 longitudes de caja del percentil 75 y los valores atípicos representados con un pequeño círculo (o) nos muestran los valores alejados más de 1.5 longitudes de caja del percentil 75.

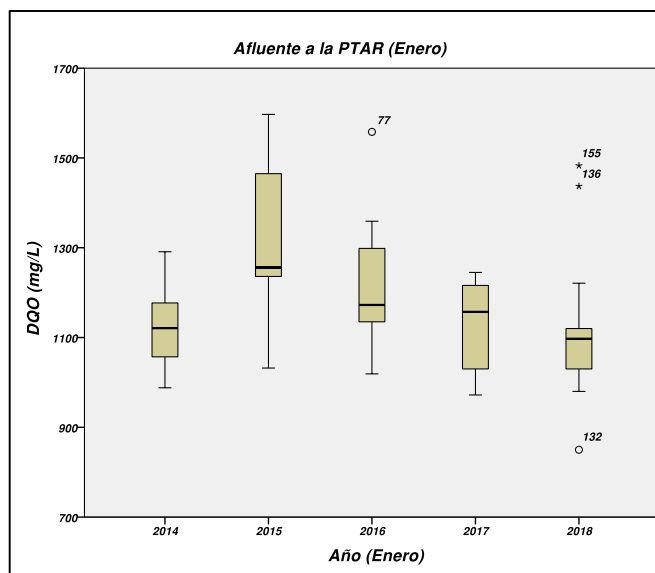


Figura 16.- Afluente a la PTAR (Enero) [DQO]

En las figuras anteriores (Figura 15 y 16) se pueden observar los valores extremos y atípicos que se encuentran en las series de datos, como podemos observar en la Figura 16.- Afluente a la PTAR (Enero) [DQO] se presenta un valor atípico para el mes de Enero en el año 2016, representado por el dato número 77 dentro de los valores correspondientes a ese mes, mismo caso se presenta en la misma gráfica pero para el año 2018 teniendo dos valores extremos y un valor atípico representados por los datos 155, 136 y el dato 132 respectivamente.

En cuanto a la generación de escenarios, estos se obtienen a partir de los registros históricos de la PTAR mediante los gráficos de caja y bigotes mencionados anteriormente, a manera de ejemplo en la siguiente gráfica se muestra el escenario de variación de caudal en el afluente a la PTAR en un periodo de Enero-Diciembre generando tres caudales claves: Caudal máximo, promedio y mínimo (véase Figura 17).

Para la obtención de las diversas curvas de variación (máximo, promedio y mínimo) fue necesario analizar los diagramas de cajas y bigotes para poder determinar si la variable presentaba un comportamiento o una tendencia. Una vez obtenida su tendencia se obtuvieron los valores correspondientes a los percentiles 75, 50 y 25 para determinar el valor máximo, promedio y mínimo respectivamente, de esta manera se obtuvieron los patrones de variación correspondientes a cada mes del año (Enero- Diciembre).

Es importante destacar que el dato a utilizar es el dato promedio, sin embargo, se cuentan con diversos escenarios preparados para un pico de concentración, así como de caudal, por lo cual se presentan también escenarios mínimos y máximos los cuales se utilizan para protegerse contra los diferentes eventos que puedan presentarse en el afluente a la PTAR.

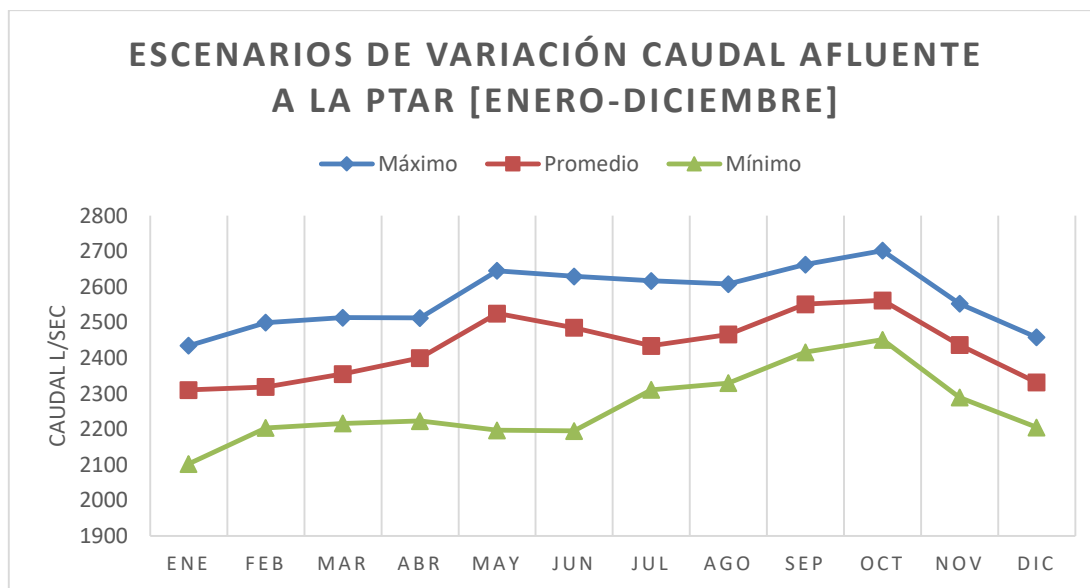


Figura 17.- Escenario de variación [Caudal] Afluente a la PTAR (Enero-Diciembre)

Cabe mencionar que se generaron los escenarios típicos de variación para todas y cada una de las variables presentes en los registros históricos de la PTAR, en los distintos puntos de muestreo previamente descritos, estos resultados se presentan en el Anexo II.

Resultados Objetivo 4

Para este fin se propusieron valores fijos para las concentraciones requeridas a la salida del sistema de tratamiento y se determinó la potencia de aireación necesaria para depurar los contaminantes básicos presentes en el afluente a la PTAR de acuerdo con los escenarios de variación determinados estadísticamente.

A continuación, se presentan los gráficos correspondientes a las simulaciones de los escenarios de los modelos, tanto de DQO como DBO. En la figura 18 se muestra la potencia de aireación requerida empleando el modelo de DQO, contrastando la potencia de aireación requerida actualmente, contra 3 diferentes escenarios (mínimo, promedio y máximo).

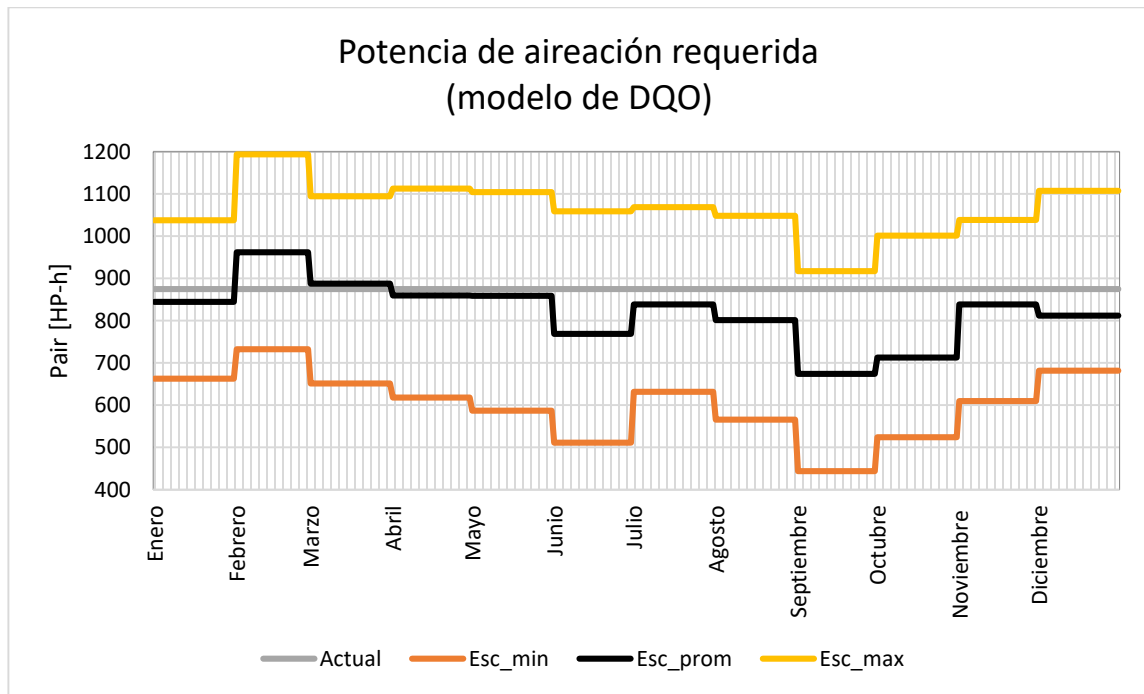


Figura 18.- Potencia de aireación requerida [Modelo DQO]

La siguiente figura muestra la simulación obtenida bajo el empleo del modelo de DBO, contrastando la potencia de aireación requerida actualmente contra 3 diferentes escenarios (mínimo, promedio y máximo) Véase figura 19.

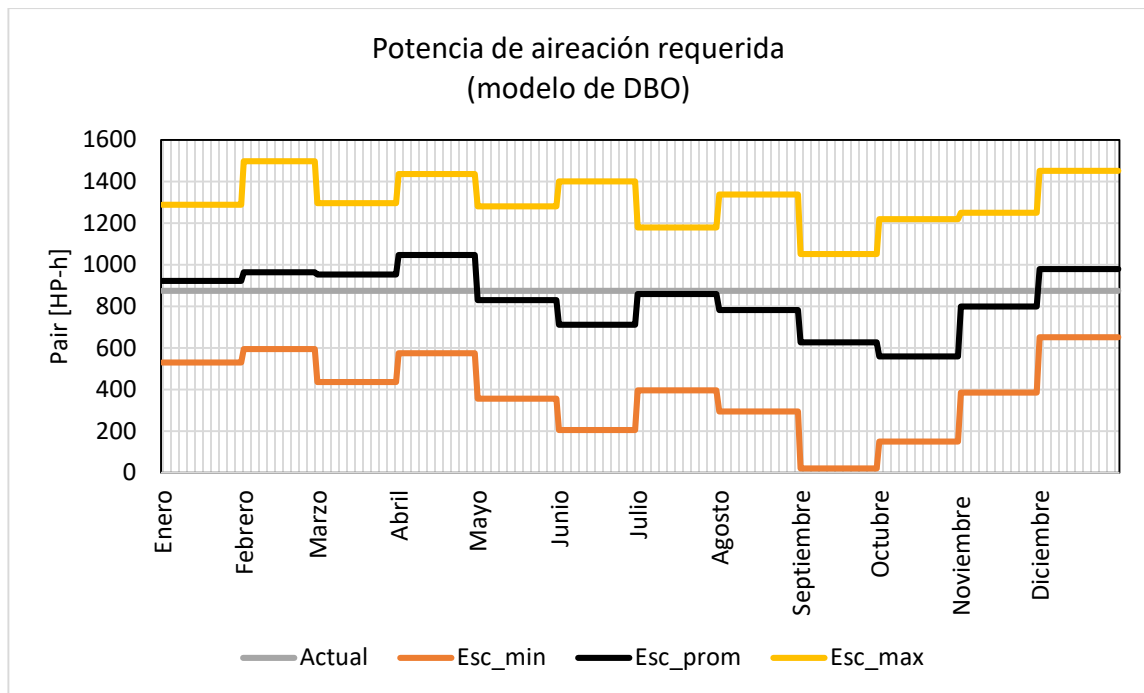


Figura 19.- Potencia de aireación requerida [Modelo DBO]

La potencia normal de aireación suministrada se manejará como promedio, está se encuentra representada con la línea negra. De acuerdo al comportamiento de la planta, ya que pueden presentarse diferentes fenómenos que alteren el comportamiento del escenario a emplear, por lo general después de un evento de precipitación se utiliza el escenario mínimo, ya que se presenta un incremento de caudal y una disminución de concentración debido a una dilución, por lo cual requiere menor cantidad de potencia de aireación. En caso de que las concentraciones del afluente se encuentren por encima de las concentraciones promedio se deberán utilizar el escenario de potencia de aireación máxima.

Resultados Objetivo 5

Dentro del conjunto de actividades que se proponen para optimizar el consumo de energía eléctrica en la PTAR se destacan las siguientes:

Evaluar las condiciones del afluente de la PTAR para poder determinar qué cantidad de flujo y concentraciones se están presentando en el periodo.

Una vez determinadas las condiciones en el afluente de la PTAR, se utilizarán flujos máxicos en función de la concentración y caudal, para poder determinar con qué escenario de variación se debe trabajar.

A continuación, se presentan los escenarios de variación existentes en función de los flujos máxicos en el afluente de la PTAR, tanto para el modelo de DQO como para el modelo de DBO. (Véase figura 20 y 21).

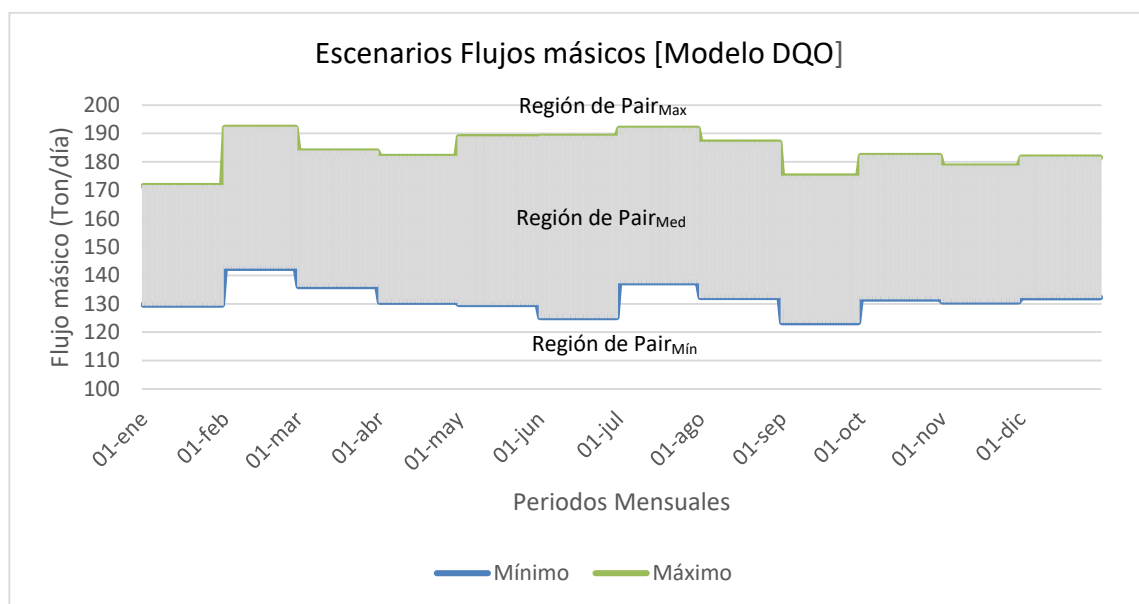


Figura 20.- Escenarios de Flujos máxicos [Modelo DQO]

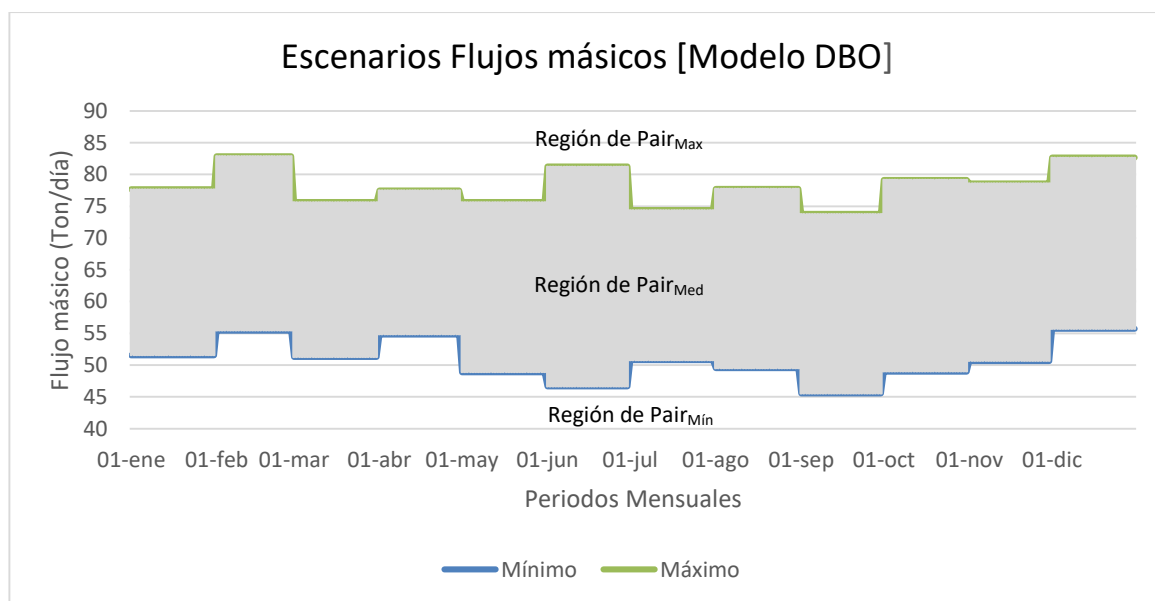


Figura 21.- Escenarios de Flujos máxicos [Modelo DBO]

Estos escenarios de flujos máxicos nos proporcionan las pautas necesarias para la operación óptima de la potencia de aireación, trabajando habitualmente con la región promedio, preparado para una las diversas variaciones de flujos máxicos en el afluente a la PTAR.

VIII. Conclusiones y recomendaciones

Como resultado del presente proyecto de investigación se destacan diversos aportes y conclusiones, dentro de las cuales destacan las siguientes:

Se obtuvieron las variaciones cuantitativas y cualitativas en diversos puntos de muestreo dentro de la PTAR, dentro los cuales se encuentran los siguientes:

- Afluente a la PTAR
- Efluente del sedimentador primario
- Reactor biológico
- Efluente del sedimentador secundario

Este estudio representa un referente acerca del análisis de la variación horaria (cuantitativa y cualitativa) en un sistema municipal, que puede servir como antecedente para futuras investigaciones.

El modelo modificado y propuesto en esta investigación, reproduce adecuadamente el comportamiento del sistema real, además de que dicho modelo considera las variables que comúnmente son determinadas en las PTAR municipales, mismas variables que son requeridas por la normatividad mexicana en cuanto a tratamiento de aguas residuales.

Por lo que la aplicación de este modelo en cualquier sistema de lodos activados no representa ninguna erogación adicional a los sistemas de depuración, sino que con la información que recaban normalmente es posible utilizar esta metodología para la determinación más eficaz de la potencia de aireación requerida, lo cual representa ahorros en el consumo eléctrico de las PTAR y, por ende, en la disminución de los gastos de operación de dichos sistemas.

Cabe destacar que se obtuvieron los diversos escenarios de variación del afluente al reactor biológico, así como la potencia de aireación requerida para la depuración biológica del agua residual, este aporte representa un importante antecedente para la operación de la planta, así como también para tener las pautas necesarias para una óptima operación de la misma.

Contrastando el consumo eléctrico requerido contra el consumo eléctrico actual, se propusieron el conjunto de actividades necesarias para la óptima operación de la planta, en función de una alta o baja concentración de caudal y/o materia orgánica.

Este conjunto de actividades comprende principalmente el regulado de energía que se suministra a los sopladores mismos que proporcionan la aireación al

reactor biológico, con el fin de hacer efectivo el proceso de lodos activados, cumpliendo además con la normatividad mexicana en cuestión de límites permisibles en el efluente, de acuerdo a las necesidades de concentración de materia orgánica que se estén presentando en dicho periodo.

Como recomendación a futuro es importante contar con un regulador de energía en los sopladores para evitar realizar la disminución de la energía eléctrica a manera de encendido/apagado de los mismos.

IX. Bibliografía

Ábrego Góngora, C. J. (2007). Modelación dinámica de la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos en una laguna aireada facultativa para el tratamiento de aguas residuales municipales. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Ábrego Góngora, C. J. (2016). Modelación dinámica de la demanda de oxígeno en una laguna aireada facultativa primaria: Exceso de sustrato, limitación de oxígeno y efecto de los episodios de lluvia. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Amand, L., Carlsson, B. (2012) Optimal aeration control in a nitrifying activated sludge process, *Water Research*, 46 (7), pag. 2101-2110.

Amand, L., G. Olsson, B. Carlsson (2013) Aeration control- a review, *Water Science & Technology*, 67 (11), pag. 2374-2398.

Berlanga Silvente Vanesa y Rubio Hurtado María José. (2012). Clasificación de pruebas no paramétricas. Cómo aplicarlas en SPSS. *REIRE*, 5, 101-113.

Castro, R., Pérez, R. (2009). Ambiente y Salud. In *Saneamiento rural y salud: guía para acciones a nivel local*. OPS. Guatemala.

Cervantes, F.J., Pavlostathis, S.G., van Haandel, A.C. (2006). Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters. Principles and Applications. IWA Publishing, London (UK).

Chachuat, B., Roche, N., Latifi, M.A. (2001), Dynamic optimization of small size wastewater treatment plants including nitrification and denitrification processes, *Computers & Chemical Engineering*, 25, pag. 585-593

Chachuat, B., Roche, N., Latifi, M.A. (2004), Long-term optimal aeration strategies for small-size alternating activated sludge treatment plants, *Chemical Engineering and Processing*, 44, pag. 593-606

CONAGUA (2016). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2015. México, SEMARNAT, CONAGUA.

Copp, J.P. (2000). Defining a simulation benchmark for control strategies, *Water21*, 1, pag. 44-49.

Copp, J.P. (2001) The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg.

Díaz Ruiz, R. (2013). Causas y soluciones del problema de olores en plantas de tratamiento de aguas residuales. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México.

Eckenfelder, W. W. and Grau, P. (1992). Activated sludge process design and control: theory and practice. Technomic Publishing Company.

Escalas-Cañellas, A. (2006). Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento. En: Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en los sistemas acuáticos. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.

Ferrer et al. (2008). DESASS: A software tool for designing, simulating and optimising WWTPs. Environmental Modeling & Software 23, 19-26.

Fraçz, P. (2016). Nonlinear modelling of Activated Sludge Process. Poznan University of Technology Academic Journals. Electrical Engineering. 88, pag. 187-197.

Gómez-Quintero C., Queinnec J.P. (2000), A reduced nonlinear model of an activated sludge process, IFAC Advanced Control of Chemical Processes, 1001-1006.

Gujer, W., Henze, M., Mino T., van Loosdrecht, M. (1999). Activated Sludge Model no. 3. Water Sci. Technol., 39, 1, 183-193.

Henze, M., Grady, C., Gujer, W, Marais, G., Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model no. 1. Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC, London.

Henze, M., Grady C., Gujer, W., Marais G., Matsuo, T. (1999). Activated Sludge Model no. 2d (ASM2d). Water Sci. Technol., 39, 1, 165-182.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., Marais, G., Van Loosdrecht, M. (1995). Activated Sludge Model No. 2. Scientific and Technical Reports No 3. IAWQ, London.

Hydromantis, Inc. (2001a). GPS-X 4.0 Technical References. Hamilton, Canada. Pág. 357.

Hydromantis, Inc. (2001b). GPS-X 4.0 Technical References... Págs. 359-361.

Hydromantis, Inc. (2001c). GPS-X 4.0 Technical References... Pág. 371-376.

Jenkins, D., & Wanner, J. (Eds.). (2014). Activated sludge-100 years and counting. IWA publishing.

Karahan-Gül, Ö., van Loosdrecht, M., Orhon, D. (2003). Modification of Activated Sludge Model no. 3 considering direct growth on primary substrate. *Water Sci. Technol.*, 47, 11, 219-225.

Mantilla Morales, G. (2004). Costos índices de sistemas de tratamiento de aguas residuales en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Mendonça, S. (2000). Sistemas de lagunas de estabilización. Santa Fé de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana. Pág. 257-258.

Metcalf, A., Eddy, J. (1996). Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. Volumen 1. Editorial McGraw-Hill Interamericana.

Metcalf, A., Eddy, J. (2003). Wastewater Engineering Treatment and Reuse. Fourth Edition. Editorial McGraw-Hill

Nopens, I., Benedetti, L., Jeppsson, U., Pons, M.-N., Alex, J., Copp, J. B., Gernaey, K. V., Rosen, C., Steyer, J.P, Vanrolleghem, P. A. (2010) Benchmark Simulation Model No 2: finalisation of plant layout and default control strategy. *Water Science and Technology*, 62 (9), pag. 1967-1974.

Padukone, N., Andrews, G. F. (1989). A simple, conceptual mathematical model for the activated sludge process and its variants. *Water Research*, 23 (12), 1535-1543.

Ramalho, S. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. Barcelona: Ed. Reverté.

Romero, J. (1999). Tratamiento de Aguas Residuales por Lagunas de Estabilización. 3ª ed. México, DF: Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería – Alfaomega.

Rosso, Larson and K. Stenstrom (2008). Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water Science & Technology* IWA Publishing.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT (2018). Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017, Que establece los límites

permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación.

Torres Cáceres, E. W. (1994). Proyecto de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas para reúso del agua en la agricultura. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de Nuevo León.

Urdalen, I. S. (2015). Modeling Biological Nutrient Removal in a Greywater Treatment System (Tesis de Maestría). Norwegian University of Science and Technology.

WEF (2010). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. WEF Manual of Practice No. 8. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practices No. 76, Vol. II Liquid Treatment Processes. WEF, Alexandria (VA, EU) y ASCE, Reston (VA, EUA).18-7

Zhu, Z., Wang, R., Li, Y. (2017), Evaluation of the control strategy for aeration energy reduction in a nutrient removing wastewater treatment plant based on the coupling of ASM1 to on aeration model, Biochemical Engineering Journal, 124, pag. 44-53.